Biogeochemical Pathways of Phosphorus, Heavy Metals and Organochlorine Residues in the Bear and Oldman Rivers, Alberta, 1980-1981

D.P. Blachford and E.D. Ongley

SCIENTIFIC SERIES NO. 136

85-2288/

Environment Canada Environnement Canada

Biogeochemical Pathways of Phosphorus, Heavy Metals and Organochlorine Residues in the Bow and Oldman Rivers, Alberta, 1980-1981

D.P. Blachford and E.D. Ongley*

*Chief, National Water Research Institute, Western and Northern Region, Freshwater Institute, Winnipeg.

SCIENTIFIC SERIES NO. 138

INLAND WATERS DIRECTORATE
WATER QUALITY BRANCH
OTTAWA, CANADA, 1984

(Disponible en français sur demande)

© Minister of Supply and Services Canada 1984

Cat. No. En 36-502/138E

ISBN 0-662-13397-8

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
STUDY AREA	1
METHODS	3
Site selection and sampling strategy	3
Water	5
Sediments	5
Aquatic plants	6
Data reliability	8
RESULTS AND DISCUSSION	8
Physical characteristics of suspended sediment	8
Phosphorus	9
Water	9
Suspended sediment-associated phosphorus	9
Aquatic plant-related phosphorus	12
Implications for biomass control	14
Metals	14
Water	14
Suspended sediment-associated metals	25
Aquatic plant-related metals	26
Loading scenarios	27
Organochlorine residues	29
SUMMARY AND MANAGEMENT IMPLICATIONS	31
Phosphorus	31
Heavy metals	32
Organochlorine residues	33
ACKNOWLEDGMENTS	34
REFERENCES	34

Tables

1. River sampling sites and dates	3
2. Distances between river sampling sites	3
3. Enrichment ratios of phosphorus in plants	12
4. Metal concentrations in bank materials	25
5. Estimated heavy metal and phosphorus loads at the mouth of the Bow and Oldman rivers, May–October, 1980	28

Illustrations

		Page
Figure 1.	River sites on the Bow and Oldman rivers, southern Alberta	2
Figure 2.	Discharge hydrograph for Bow River near the mouth and Oldman River at Lethbridge, 1980-1981	4
Figure 3.	Suspended sediment concentrations and organic/mineral fractions of the sediments	7
Figure 4.	Seasonality of particle size and organic content of suspended sediments	8
Figure 5.	Total and dissolved phosphorus concentrations in water	10
Figure 6.	Phosphorus speciation on suspended sediments	11
Figure 7.	Phosphorus speciation in aquatic plants	13
Figure 8a.	Manganese concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	15
Figure 8b.	Nickel concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	16
Figure 8c.	Iron concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	17
Figure 8d.	Copper concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	18
Figure 8e.	Lead concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	19
Figure 8f.	Zinc concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	20
Figure 8g.	Cobalt concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	21
Figure 8h.	Chromium concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	22
Figure 8i.	Cadmium concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	23
Figure 8j.	Mercury concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers	24
Figure 9.	Seasonal phase distributions of chlorobenzenes, organochlorines and PCBs for the Bow and Oldman rivers	30

Abstract

Spatial and temporal pathways of phosphorus, metals and organochlorine compounds in water, suspended sediments and plants were identified in the Bow and Oldman rivers. Sampling was carried out during the spring, early summer, summer and fall discharge regimes of 1980 and 1981. Seasonality of particle size and organic content was assessed. Pathways information was evaluated in terms of the ability of conventional water quality information to identify patterns and causality of nutrient and contaminant stress in the aquatic ecosystem.

Total and dissolved phosphorus measures characterize seasonal and downstream changes in phosphorus flux. Sediment-phosphorus speciation is required to identify phosphorus forms which are potentially available at downstream locations and at different stages of the hydrologic regime. Aquatic plants accumulate large quantities of phosphorus and represent a load significantly greater than that determined from conventional variables.

Total and filterable concentrations of metals are not useful in identifying spatial and temporal trends. Most filterable levels are below detection limits; total levels that are detectable reflect suspended sediment concentrations and particle size. Sediments and plants do indicate downstream changes in river chemistry. Plants are useful indicators of the available component of metal flux. Metal accumulation in plants implies a major loading which is temporarily held in biomass and which may be of downstream significance after decay of the organic material and consequent release of metals.

Organochlorine compounds associate with one or more of the water, sediment or plant phases. Conventional characterization of the compounds only in the water medium may greatly underestimate their presence.

Résumé

Le cheminement spatio-temporel du phosphore, des métaux et des organochlorés dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes a été déterminé dans les rivières Bow et Oldman. Des échantillons ont été prélevés au printemps, au début de l'été, à l'été et à l'automne de 1980 et 1981. Le caractère saisonnier de la granulométrie et de la teneur en matières organiques a été établi. On a évalué les données sur le cheminement en fonction de la possibilité de déterminer, d'après les renseignements classiques sur la qualité de l'eau, les formes et les causes des perturbations causées par les éléments nutritifs et les contaminants dans l'écosystème aquatique.

Les mesures du phosphore total et dissous caractérisent les changements saisonniers et les changements en aval du flux du phosphore. Il faut déterminer les formes du phosphore dans les sédiments afin de connaître celles qui sont potentiellement disponibles en aval et à différentes phases du cycle hydrologique. Les plantes aquatiques accumulent de grandes quantités de phosphore qui constituent un stock passablement plus important que celui qu'on détermine par les variables habituelles.

Les concentrations des métaux totaux et filtrables ne sont pas utiles dans la détermination des tendances spatio-temporelles. La plupart du temps, les concentrations filtrables sont inférieures aux limites de détection; les quantités totales décelables reflètent les concentrations dans les sédiments en suspension et la granulométrie. Les sédiments et les plantes sont des indicateurs des changements de la chimie du cours d'eau en aval. Les plantes constituent des indicateurs utiles de la partie assimilable du flux de métaux. L'accumulation de métaux dans les plantes se traduit par un stockage important mais temporaire dans la biomasse, qui peut influer notablement sur l'aval après la décomposition de la matière organique et la libération de métaux qui s'ensuit.

Les organochlorés peuvent se retrouver dans l'eau, les sédiments ou les plantes. Leur présence est considérablement sous-estimée par la méthode classique de caractérisation des composés uniquement à partir d'échantillons d'eau.

Biogeochemical Pathways of Phosphorus, Heavy Metals and Organochlorine Residues in the Bow and Oldman Rivers, Alberta, 1980-1981

D.P. Blachford and E.D. Ongley

INTRODUCTION

Effective protection of the aquatic environment demands an understanding of the processes governing the behaviour of nutrients and contaminants. Conventional water quality monitoring programs depend upon total and, where possible, filterable contaminant concentrations in water. Present monitoring practices characterize the ambient state of the water body at the time of sampling and are useful for monitoring of compliance of conservative substances for water quality objectives (Ongley, 1982a). The information produced, however, is inadequate not only for flow-dependent substances but also for comprehensive management of the aquatic system; it is also limited in its ability to describe spatial and temporal components of chemical flux in terms of both upstream source and downstream consequence. The focus on water chemistry generally precludes consideration of ecological factors and environmental impact.

There is a growing body of research on the use of sediments and aquatic biota to characterize water quality. In contrast with concentrations of contaminants in water, levels on sediments and in biota are considerably higher and are not only more easily detected but also permit chemical characterization of bioavailability and inferences concerning source. Association of contaminants with water, sediments and biota is controlled by seasonally and spatially variant physical and chemical characteristics of the fluvial environment. The chemistry of water, sediment and biota, therefore, more fully characterizes the quality of the aquatic system.

This study focusses on the Bow and Oldman rivers, two major tributaries of the South Saskatchewan River. Each river has one major point source: Calgary on the Bow, and Lethbridge on the Oldman River. Over the past decade, public perception of water quality of the Bow River has been influenced by the dense growths of rooted macrophytes which thrive below the Calgary sewage outfalls and which in 1979 extended downstream to the confluence of the Bow and Oldman rivers. The reason for studying these rivers was not dictated solely by local environmental issues but also by the lack of understanding of biogeochemical pathways of nutrients and contaminants in large rivers in general and in prairie rivers in particular. The study builds upon work completed in small and medium-sized catchments in Ontario (Bjerkelund and Ongley, 1980; Ongley *et al.*, 1981). The Bow and Oldman rivers, unlike their Ontario counterparts, do not display a multiplicity of competing land uses and are therefore relatively simple, albeit large, fluvial systems within which to carry out long-distance pathway research.

The objectives are (1) to identify biogeochemical pathways of phosphorus, heavy metals and organochlorine compounds in water, suspended sediments and aquatic plants; (2) to define pathway characteristics in terms of discharge regimes typical of prairie rivers; (3) to define pathways, taking into account time-of-travel, seasonality of point and diffuse sources, and potential riverine sinks; (4) to define spatial and seasonal variations of the chemical forms, and their relationships with hydrophysical characteristics and with the conventional measures of "total" and filterable chemical forms; and (5) to evaluate pathway information in the context of efficiency of conventional monitoring information for identifying patterns and causality of nutrient and contaminant stress in the aquatic ecosystem. This report consolidates and summarizes observations reported in detail in Blachford (1982) and Ongley and Blachford (1982a,b).

STUDY AREA

The Bow and Oldman rivers rise in the Rocky Mountains and flow across the plains of southern Alberta. They merge in southeastern Alberta to form the South Saskatchewan River, a major interprovincial river in western Canada which flows eventually to Hudson Bay.

The study focusses primarily upon the reach of river extending downstream from Calgary on the Bow and from Lethbridge on the Oldman to their confluence at Bow

Island. This represents river distances of 366 and 155 km, respectively (Fig. 1, Tables 1 and 2). The Bow and Oldman each have one major point source: Calgary and Lethbridge, respectively. Diffuse sources in these rural basins are limited to irrigation return flows and occasional riparian feedlots. Major tributaries are Highwood River and Arrowwood Creek on the Bow and Little Bow River flowing into the Oldman.

Both the Bow and Oldman river valleys served as glacial spillways during the late Pleistocene. Their bottom sediments are derived from glacial debris and are generally very coarse, comprised of gravel, cobbles and boulders. From a water quality perspective, the coarse nature of the bottom sediments is significant in that the absence of significant quantities of fine-grained material precludes any major sink or source for nutrients and contaminants in bottom materials. Although fine-grained suspended sediment may be lodged in bottom sediments as a result of hydraulic gradients within the bed, suspended sediment may be assumed to be transported down these rivers as a function of current velocity. Within the study area there are no significant settling environments. Carseland Dam is in reality a large weir without significant storage, and Bassano Dam has been almost completely silted in for many years.

Predominant bedrock formations in the studied portion of both basins are shallow marine deposits of semiconsolidated sandstones and shales with considerable unconsolidated clay. The unconsolidated banks of the river valleys provide an inexhaustible source of fine-grained sediment. The salt content of these brackish water deposits significantly affects irrigation return flow quality which, in turn, contributes significantly to the salt content of receiving rivers (Environmental Council of Alberta, 1982).

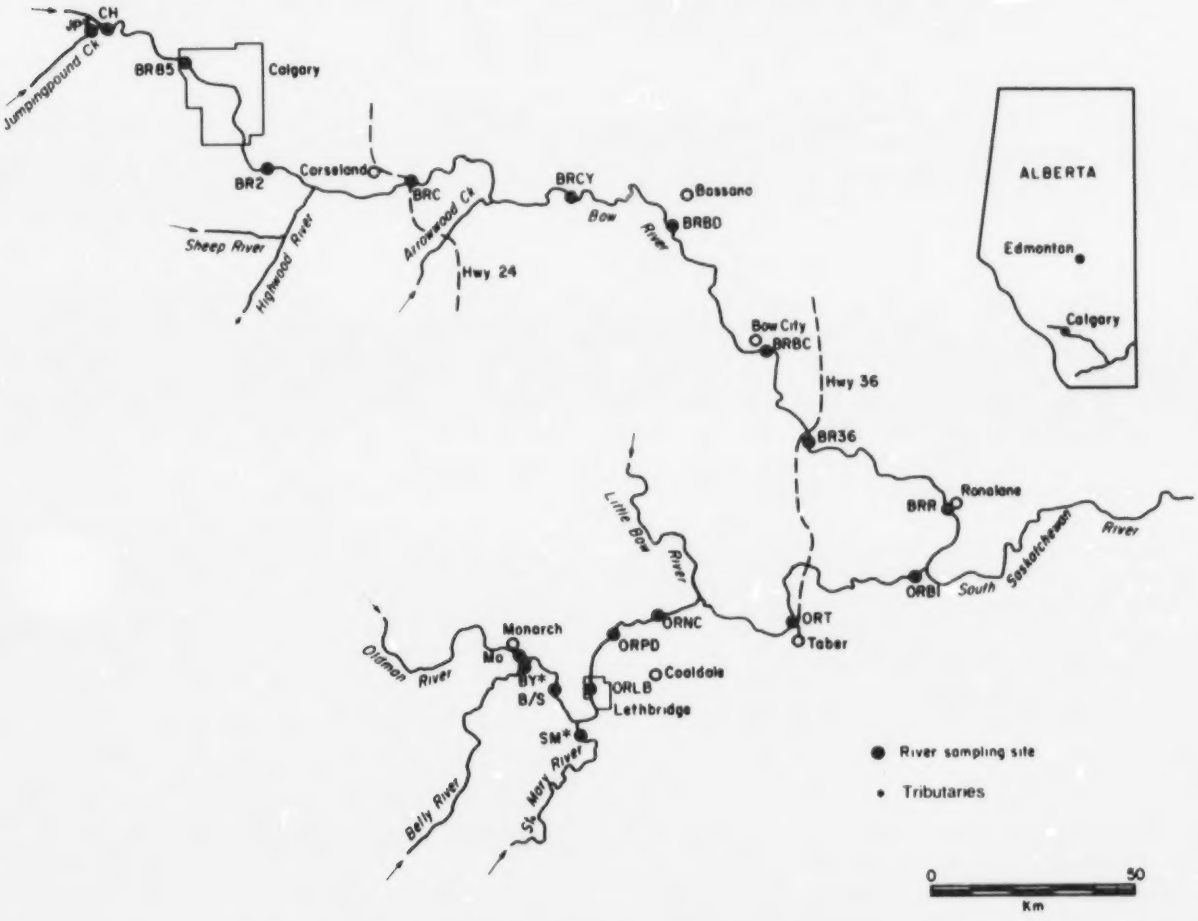

Figure 1. River sites on the Bow and Oldman rivers, southern Alberta.

Table 1. River Sampling Sites and Dates

Site	Field code	June 1980	July-August 1980	September-October 1980	May 1981
Bow River					
Upstream from Calgary: 85th St. Bridge	BR85	80-06-26	80-07-29	80-10-03	81-05-25
Downstream from Calgary STPs (Steer's Ranch)	BR2	80-06-27	80-07-30	80-10-04	81-05-26
Below Carseland Weir at Hwy. 24	BRC	80-06-28	80-07-31	80-10-05	81-05-27
Bow River near Cluny at Hwy. 842	BRCY	80-06-28	80-08-01	80-10-06	81-05-28
Bow River below Bassano Dam	BRBD	80-06-29	80-08-02	80-10-07	81-05-29
Bow River at Bow City (Hwy. 539)	BRBC	80-06-29	80-08-04	80-10-09	81-05-30
Bow River at Hwy. 36	BR36	80-06-30	80-08-05	80-10-10	81-05-30
Bow River at Ronalane Wasteway (Hwy. 524)	BRR	80-06-30	80-08-06	80-10-11	81-05-31
Oldman River					
At Lethbridge, Hwy. 3	ORLB	80-06-22	80-08-13	80-09-26	81-05-19
Downstream from Lethbridge, near Piyami Drain	ORPD	80-06-23	80-08-14	80-09-27	81-05-20
Highway 845 near Coaldale	ORNC	80-06-23	80-08-15	80-09-28	81-05-21
Highway 864 near Taber	ORT	80-06-24	80-08-16	80-09-29	81-05-21
Upstream from South Saskatchewan River at Grand Forks	ORBI	80-06-24	80-08-18	80-10-01	81-05-22
Auxiliary river sites: Oldman River					
Oldman River below Monarch (downstream from Hwy. 3)	Mo	80-06-22			
Belly River above confluence	BY*	80-06-22			
Oldman River between Belly and St. Mary rivers	B/S	80-06-22			
St. Mary River above confluence	SM*	80-06-22			
Jumpingpound Creek	JP*				81-05-24
Bow River at Cochrane	CH				81-05-24

*Sample at mouth of tributary to Oldman River.

Table 2. Distances (km) between River Sampling Sites

Site	Distance	Cumulative distance
Bow River		
BR85	0	0
BR2	43.1	43.1
BRC	47.8	90.9
BRCY	77.0	167.9
BRBD	46.3	214.2
BRBC	60.3	274.5
BR36	31.5	306.0
BRR	59.6	365.6
Oldman River		
Mo	0	0
BY*	9.2	9.2
SM*	32.2	41.4
ORLB	14.3	55.7
ORPD	25.5	81.2
ORNC	17.9	99.1
ORT	42.9	142.0
ORBI	68.8	210.8

*Confluence with Oldman River.

Source: Report on Determination of River Distances for the Saskatchewan-Nelson River Basin. 1980. PFRA Hydrology Report No. 95.

Although the dry plains climate does not directly affect water quality, it has an important indirect effect insofar as the large, irrigated areas of southern Alberta require large extractions of water from both rivers—principally at Carseland and Bassano on the Bow, at Brocket on the Oldman and from the St. Mary and Belly rivers (tributaries to the Oldman, Fig. 1). Although there are no known bedrock aquifers in the region which impinge on the two rivers, limited surface aquifers are contained in the Pleistocene deposits of the Oldman River valley and the upper half of the studied portion of the Bow River valley (Canada West Foundation, 1982). In the case of the Oldman River, surficial groundwater plays no role in the hydrologic regime between Lethbridge and the mouth of the Oldman River (Water Survey of Canada, personal communication).

METHODS

Site Selection and Sampling Strategy

The selection of river sampling sites involved consideration of point and diffuse sources, potential riverine sinks and accessibility. Because the program focusses upon the downstream influence of wastewater discharges from Calgary and Lethbridge on the Bow and Oldman rivers, respectively, a baseline site was chosen on

each river immediately upstream from urban impact (BR85 and ORLB; Fig. 1, Table 1). Downstream sites (primary sites, Fig. 1) were chosen at approximately equidistant intervals. The distances between sites were determined on the basis of logistics and earlier experience with downstream geochemical differentiation (Ongley *et al.*, 1981).

Major sources to the Bow River below Calgary are the Highwood River and Arrowwood Creek (Fig. 1); in addition, there are a number of irrigation return flows and riparian feedlot operations. Major inputs to the Oldman River are the St. Mary and Belly rivers immediately upstream from Lethbridge, and the Little Bow River below Lethbridge. A number of irrigation return flows enter the Oldman River, including substantial irrigation return-flow water in the Little Bow River. An intermittent point source to the Oldman is the Taber sugar processing plant. As indicated by our data below, there appears to be some other significant but unidentified input to the Oldman upstream from Taber.

Auxiliary sampling sites (Fig. 1) were added to the June 1980 sampling run of the Oldman River to characterize the physical and geochemical nature of sediments and water for the Belly and St. Mary rivers and their combined effect on the Oldman at a time when those rivers contribute major sediment loadings to the Oldman River system. Additional sites were added to the spring 1981 sampling run on the Bow River to obtain a secondary baseline site for the Bow (CH) and to characterize the geochemical contribution from Jumpingpound Creek (JP*) at a time when it was a major contributor of suspended sediment to the Bow upstream from Calgary.

The effects of seasonality upon chemical characteristics of solutes, solids and aquatic plants were evaluated by sampling during seasonal discharge regimes typical of prairie rivers. Figure 2 illustrates the relative position of each sampling run on the annual hydrographs. Sampling was carried out in early summer (June), summer (July-August) and fall (September-October) of 1980, and early spring (May) of 1981. The early summer run in June of 1980 was a time of unseasonally high flow and sediment transport due to substantial regional rainfall superimposed upon the discharge effects of alpine snowpack melt. Sampling in spring of 1981 coincided with peak flows owing to foothill snowpack melt and considerable rainfall across southern Alberta. The summer (1980) run in the lower Bow was conducted at a time of fluctuating water levels due to extractions for irrigation and frequent rainfall. The fall (1980) run represented very stable hydrologic conditions.

The river sites were sampled sequentially downstream, representing the closest approximation to time-of-travel (hydrologic synoptic sampling) possible with the sampling equipment employed. Suspended sediment data for each of the primary sites represent a time-integrated sample of from 0.3 h for the spring of 1981 to more than 6 h for the summer and fall of 1980. The variation of sampling time reflects in-stream concentrations of suspended sediment.

A selection of irrigation return flows in the study area were sampled in a concurrent study from June to September 1980. Water and suspended sediment were analyzed for metals and phosphorus. The geochemical contribution of the return flows to the Bow and Oldman rivers is described by Joseph and Ongley (in preparation).

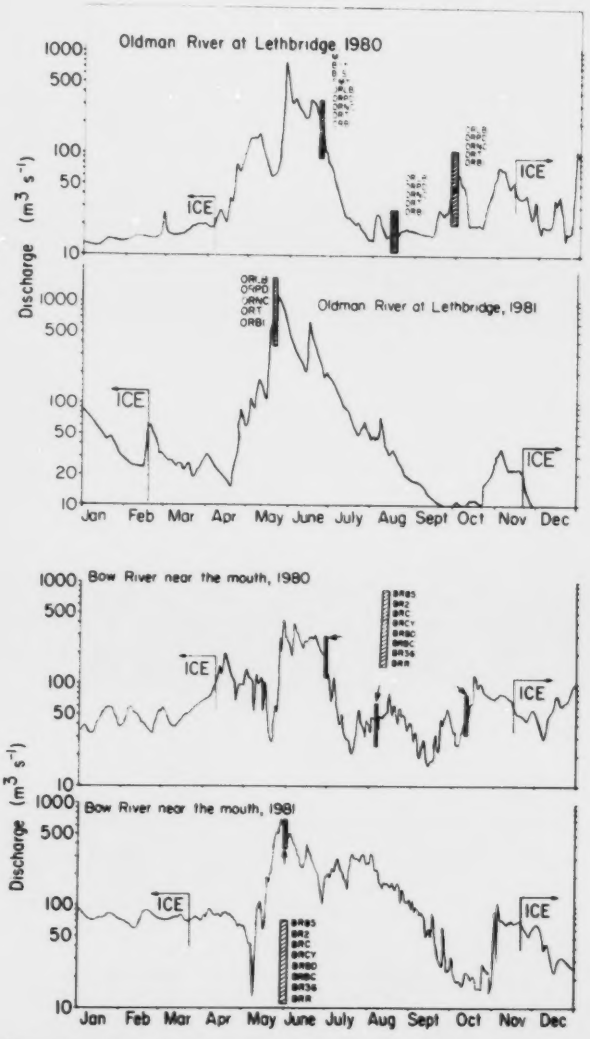

Figure 2. Discharge hydrograph for Bow River near the mouth and Oldman River at Lethbridge, 1980–1981. Sampling periods for the indicated sites are shown. Water Survey of Canada.

Water

Water samples were collected at the primary sites during each of the discharge regimes and at the auxiliary sites as noted above. Water samples for metal analysis (Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Co, Cd, Cu, Cr) were collected in pretreated Nalgene polypropylene bottles near the surface of each section at one-third and two-thirds the distance across the river section. In some instances, due to excessive velocities or depths, samples were restricted to the vicinity of the intake pump of the continuous-flow centrifuge. Filtration was carried out in the field, initially using borosilicate glass funnels, then Sartorius polystyrene filtering funnels. Filtration was through a Gelman glass-fibre filter (to remove coarse sediment) placed on a Millipore 0.45-μm membrane filter. Total and filtered water samples were acidified with concentrated nitric acid to produce a final concentration of 2.0 mL/L and stored at 4°C.

Water for metal analysis was concentrated tenfold, digested with hot concentrated HNO_3, leached with 10% HCl, then analyzed by flame atomic absorption spectrophotometry with 10% replication plus blanks. Several replicates of total and filtered water were taken during the field program. Distilled water carried for field use was sampled at each site as a check for potential contamination.

Water samples for phosphorus, total mercury and organic contaminants were collected as close to midstream as possible. Pretreated bottles for phosphorus and mercury were supplied by Alberta Environment and the Freshwater Institute, respectively. Raw water for organic contaminant analysis was collected directly in 1000-mL amber Boston round glass bottles which had been prewashed in distilled-in-glass acetone and baked overnight at 280°C. Bottle caps were lined with acetone-cleaned Teflon and covered with acetone-rinsed aluminum foil. Each bottle contained 100 mL of dichloromethane and was shaken end-over-end for 5 min following sample collection. This procedure, reflecting the experience of the Pesticide Laboratories of the Ontario Ministry of Environment and the Ontario Research Foundation, enhances preservation of organic contaminants in samples which, in this study, had to be stored at 4°C for several weeks prior to analysis.

Total-P and total dissolved-P in water were collected in duplicate at each site and were determined by Alberta Environment using standard methods. Total mercury was analyzed at the National Water Research Institute, Winnipeg; during one complete season (spring, 1981) it was collected and analyzed in duplicate. Organochlorine analysis was performed in duplicate using gas-liquid chromatography under varying packed column and capillary conditions by the Ontario Research Foundation. All of the methods, including discussion of accuracy and precision, are found in Blachford (1982).

Sediments

Suspended sediments were collected at primary sites in early summer, summer, fall and spring and at the auxiliary sites in early summer. Bulk samples of suspended sediment were quantitatively recovered in the field with an Envirodata Sedisamp continuous-flow centrifuge system (Ongley and Blachford, 1982b). As noted above, these samples represent a time integration of from 0.3 h to more than 6 h, depending upon the suspended sediment concentration. Centrifuged samples were pumped from just under the water surface to avoid floating debris and within the main flow of the river, usually one quarter to one third of the channel width away from one of the banks. Sampled sites were well downstream from point sources or tributary inputs to ensure complete mixing across the section. Field centrifugation was carried out at a flow rate of 4 L/min, a rate which experience has shown to maximize recovery efficiency under varying conditions of particle size distribution, viscosity, organic content and input sediment concentration. This sampling strategy, described by Ongley and Blachford (1982b), minimizes sand collection while ensuring representative recovery of the silt-clay (geochemically active) fraction which is known to be equally distributed in the vertical section (Ongley, 1982b).

Field-centrifuged samples were transferred as a slurry to pretreated 500-mL Nalgene bottles, held at 4°C for up to 24 h, then bench-centrifuged to recover the solids. The solid material was immediately frozen and later freeze-dried. Centrifuged samples for organochlorine determination were removed from the field centrifuge as a sludge, wrapped in acetone-rinsed aluminum foil, and immediately frozen.

Sediment concentrations were approximated by two methods. One estimate was derived from the weight of sediment collected by the centrifuge, prorated by the flow rate and sample period, and corrected for recovery efficiency. A second estimate was obtained by gravimetric determination of a filtered aliquot of centrifuge input water through a 0.45-μm filter. The sediment concentrations used in this study are those found by the first method. Errors in this method are probably commensurate with errors inherent in gravimetric procedures, especially for low values of concentration. The first method produces a time-integrated average, whereas the latter is an instantaneous estimate.

Organic content of suspended sediment was estimated by loss on ignition in small subsamples. Sediments were

oven-dried at 105°C, then heated for 1 h at 550°C (Dean, 1974). Particle size analysis of the sediments was performed using a Micromeritics Sedigraph 5000D. Samples were stirred for approximately 1 h using a 5% Calgon solution to ensure complete dispersion. Results are expressed as "equivalent settling diameter."

Limited quantities of suspended sediment prohibited the use of sequential extraction techniques (Gibbs, 1977; Tessier *et al.*, 1979). All suspended sediments were analyzed for metals, using a hot concentrated HNO_3 acid – 10% HCl digestion and flame atomic absorption spectrophotometry. This method indicates the amount of total metal present in the sample with the exception of metals bound in the silicate lattice of clay minerals. Measured concentrations of metals were prorated onto the silt-clay fraction of the sample following particle size analysis. As for water, chemical analysis of sediments utilized a 10% replicate rate, plus blanks and appropriate standards.

Phosphorus fractionation on suspended sediment was performed using the Williams *et al.* (1976) method and as detailed in Mayer and Williams (1981). Each sample is partitioned into two subsamples; the first is analyzed for apatite phosphorus (A-P) and non-apatite phosphorus (NAI-P); total-P (T-P) and organic-P (O-P) are determined from the second. Apatite phosphorus is the orthophosphate that is present in crystal lattices of apatite grains, whereas NAI-P consists of all remaining orthophosphate ions in the sediment sample. Organic phosphorus includes all phosphorus linked to carbon atoms by C-O-P or C-P bonds (Williams *et al.*, 1976).

Suspended sediment was analyzed in duplicate for total mercury and organochlorine compounds by Dr. A. Lutz of the Freshwater Institute, Winnipeg, and by the Ontario Research Foundation, respectively.

A selection of bank samples was collected during the spring of 1981, to assess the background chemistry of sediments introduced as suspended matter by bank collapse. Bank samples represent poorly consolidated bedrock and alluvial floodplain deposits. Bank sampling was not intended to be a comprehensive study of bank materials; it does, however, give some idea of typical values for comparison with the chemistry of suspended sediment. Bank samples were analyzed for metals, organic content, particle size and common elements.

Aquatic Plants

Aquatic macrophytes found in greatest abundance in the Bow River over the 1980 growing season were *Potamogeton* sp. *Potamogeton vaginatus* accounted for most of the biomass downstream from Calgary; *P. filiformis* and *P. crispus* were also observed. The macrophyte samples were often a composite of species and were identified only to the genus level. *Potamogeton* sp. as well as filamentous algae were collected in the Oldman River.

Whether or not macrophytes absorb nutrients through the roots and/or submerged shoots (Carignan and Kalff, 1980; Carignan, 1982) appears to be irrelevant here. The very coarse-grained substrate, while creating an adequate rooting environment, appears to provide little sediment-related nutrition for root uptake, an observation also made by Wong and Clark (1976) in their study of Ontario rivers. Bioavailable nutrients and metals are largely associated with the aqueous medium as measured in the water column. Uptake through roots probably reflects mainly solutes in river water as they pass through the coarse substrate under hydraulic forces. Concentrations of phosphorus, metals and other contaminants in plants, therefore, should largely reflect availability of metals in the water phase rather than a reservoir of labile material in bottom sediments.

A representative collection of biomass was taken at all primary river sites during the summer and fall runs to reflect the major period of productivity. Macrophytes (entire plants including roots) and attached filamentous algae were collected across each river site and over a reach of up to 2 km where plants were sparse. Where a single species colonized a section, a composite sample was taken. Where a variety of species were present, each was sampled individually. Plants were identified by species, gently rinsed in river water to remove loosely entrapped particulate matter, then dried at less than 50°C on acetone-rinsed aluminum foil. Plant materials were ground to a powder in a Wiley mill and analyzed for metals, phosphorus, and organochlorine compounds using the same methods as for suspended sediment.

The Williams *et al.* (1976) fractionation scheme, which was designed for sediments, introduces certain inconsistencies for plant-related phosphorus values. Experimental work by Painter (personal communication) indicates that significant tissue phosphorus is extracted by the A-P and NAI-P digestions and that O-P, which measures humic-associated phosphorus in sediment, is inappropriate for tissue-P in plant material. Although we have used the Williams technique on all sediment and plant samples (mainly for consistency in dealing with suspended sediments, which vary from highly mineral to highly organic), Painter's work on cultured samples indicates that the total-P value most closely represents tissue-P. For reasons noted below, we use NAI-P + O-P to approximate tissue-P.

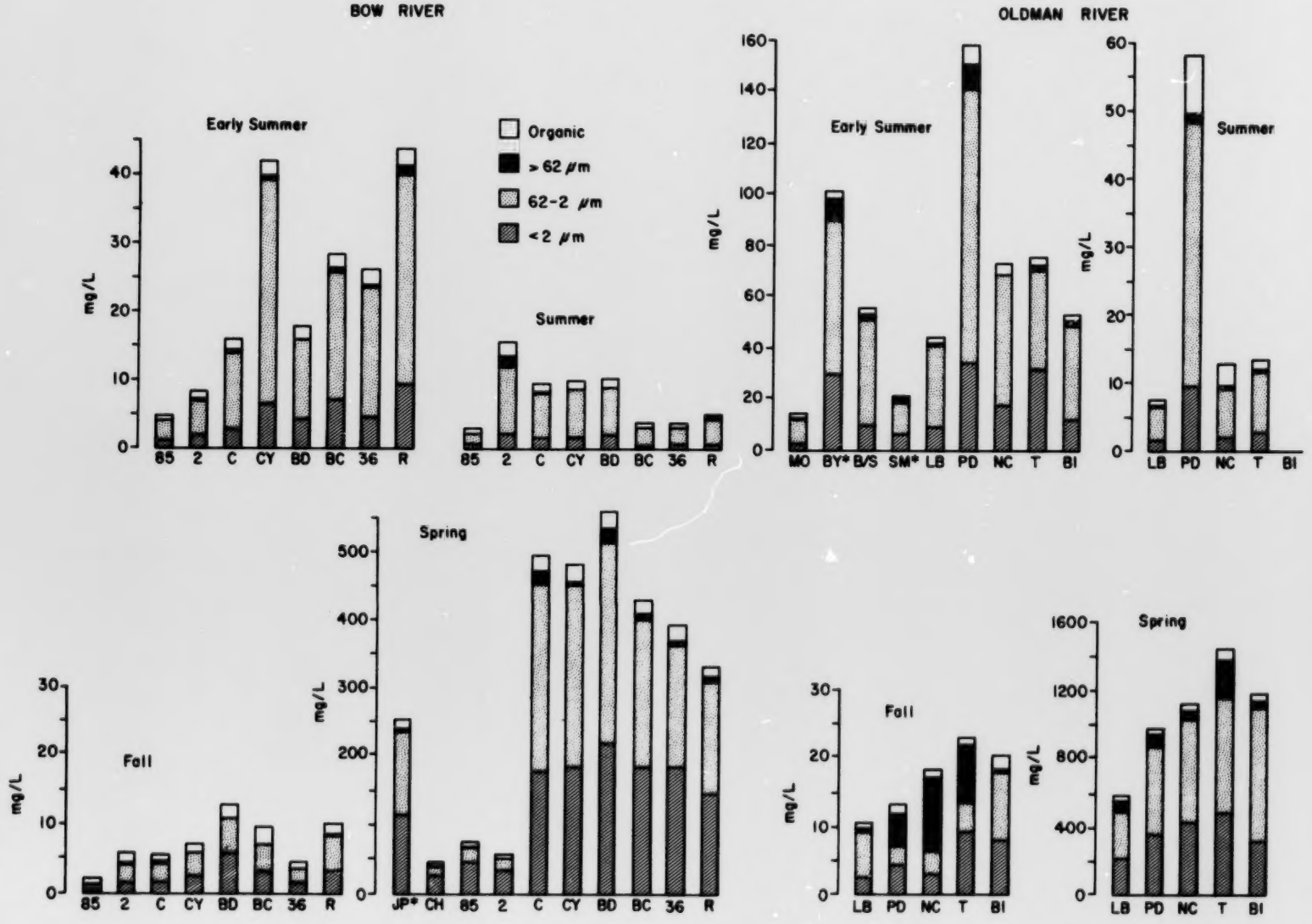

Figure 3. Suspended sediment concentrations and organic/mineral fractions of the sediments. The height of each bar represents the total sediment concentration. The organic component and the sand (>62 μm), silt (62-2 μm) and clay (<2 μm) components of the mineral material are indicated as proportions of the total sediment concentration.

Data Reliability

It is well known that single samples are not a reliable estimate of ambient water chemistry. In this study it was not feasible to take large numbers of samples at each site to determine site variance. However, all water samples were taken in duplicate, suspended sediment data were generated from time integrated bulk samples, and plants (roots, stems, shoots) were collected from several locations at each sampled section. As noted above, analysis included field blanks (for contamination) and a minimum 10% replication as well as laboratory blanks (Blachford, 1982). Although the data may not be statistically representative of seasonal conditions, the large differences observed both in time and space indicate that the data are characteristic of biogeochemical conditions within the flow regime represented in each sampling run.

The degree to which our phosphorus (in water) data are characteristic of seasonal conditions can be evaluated with independent data taken at two sites on each of the Bow and Oldman rivers by the Water Quality Branch of Environment Canada. Although not collected on the same dates, these monthly data indicate that our values are typical of values for that period. Moreover, certain seasonal trends are also apparent in the monthly data sets. We conclude that the trends noted below are indicative of the conditions under which the samples were taken and that they generally represent a set of conditions occurring during the season under investigation.

RESULTS AND DISCUSSION

Physical Characteristics of Suspended Sediment

The physical characteristics of suspended sediment are an important variable in the geochemical transport of nutrient and contaminant forms in aquatic systems. For geochemical purposes it is the <62-μm fraction which is of significance due to large surface area, especially for clay-size (<2 μm) and colloidal materials. The organic content of suspended sediment may be a quantitatively significant component of the particulate load during periods of major biomass production because of the strong adsorptive properties displayed by organic colloids.

The organic/inorganic composition and particle size fractions of the suspended sediment samples collected over the various flow regimes of these prairie rivers are presented in Figure 3. The heights of the bars in each histogram correspond to sediment concentration; the size fractions represented within each bar are the proportions by weight, of each particle size category. Seasonality of the silt-clay and organic content is highlighted in Figure 4.

Sediment in the Bow River shows changes in particle size composition over the year from predominantly silt-size (62-2 μm) particles with some clay in early summer, to a marked increase in clay content in fall. An increased proportion of organic solids in summer and fall reflects the period of major biomass production. Spring samples have similar quantities of silt and clay with small amounts of sand and organic matter. The sediment concentration in the spring (±500 mg/L) is an order of magnitude greater than that in any other season. Early summer concentrations are less than 45 mg/L; summer and fall concentrations are less than 15 mg/L.

Sediments in the Oldman River have a high silt content in early summer and an increased organic content in summer and fall. The proportion of clay increases in fall and in spring. The large sand fraction in the fall probably reflects disturbance in the river as a result of construction at ORNC and ORT and is probably not typical of fall sediments at those sites. A significant quantity of sand in the spring sediment samples reflects increased solids transport associated with a high energy regime. Sediment concentrations in the spring are an order of magnitude greater than in the early summer which are, in turn, an

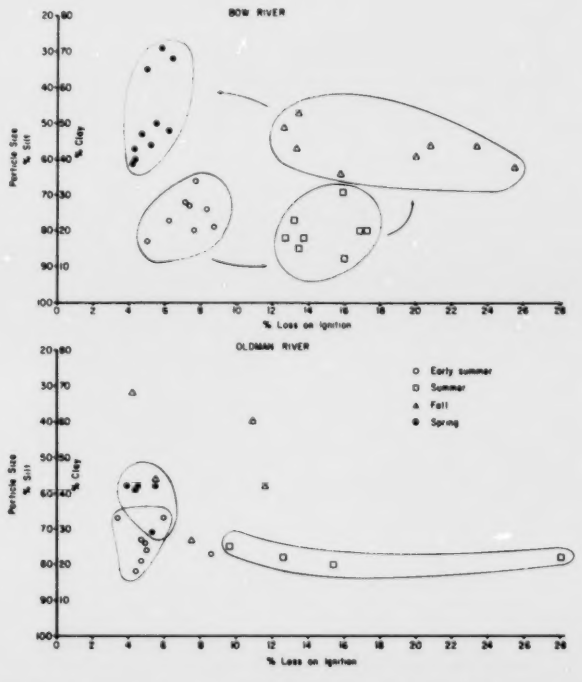

Figure 4. Seasonality of particle size and organic content of suspended sediments. The silt/clay ratio is calculated from the portion of mineral sediment <62 μm. Organic content determination by percent loss on ignition. Data are for all sites.

order greater than those in the summer and fall. As for the Bow River, high spring and early summer sediment concentrations exert a strong influence on river chemistry.

Phosphorus

Phosphorus concentrations in water and suspended sediments in the Bow and Oldman rivers are presented in Figures 5 and 6. The diagrams are arranged to show the order in which sampling occurred: early summer, summer, fall 1980 and spring 1981. Two estimates for total-P on sediments are given: the summation of the individual phosphorus fractions and an independent determination of total-P (open bar). The difference in these two values is an indication of analytical variance.

Water

Phosphorus in Bow and Oldman River water (Fig. 5) shows variation in total concentration, particulate and dissolved proportions and downstream trends among the seasons. Water in spring contains greater concentrations of total phosphorus than in other seasons, reflecting diffuse source runoff from large contributing areas of the basin. The phosphorus load is largely (>90%) in particulate form, due to the high concentration of suspended sediment during spring. Dissolved phosphorus concentrations are at a uniformly low level as a result of dilution by the high spring flow.

In early summer total phosphorus concentrations are lower, probably due to a reduction in diffuse source contribution and lower sediment concentrations. Substantially less phosphorus is in particulate form in the Bow River. The higher proportion of total phosphorus in the particulate fraction in the Oldman compared to the Bow is a function of the relatively higher suspended sediment concentration and the lesser impact of dissolved phosphorus contribution from Lethbridge to the Oldman than from Calgary to the Bow. Below urban areas dissolved concentrations increase as the total volume of flow is reduced.

Summer and fall waters have slightly higher total phosphorus concentrations than in early summer. The reduced flow conditions and sediment concentrations result in a greater proportion of the total phosphorus falling in the dissolved phase with reduced amounts in particulate form at upstream sites. Farther downstream in the Bow, independent monthly data indicate that TDP is depleted throughout the summer and fall, suggesting that summer and fall biomass exert at least as much influence on TDP (and TP) levels as discharge during major growth periods. The elevated levels of total phosphorus at BRBD, BRBC and BRR in the summer may have resulted from local rainstorm events during the sampling run and fluctuating water levels on account of irrigation extractions at Bassano Dam. These changes in flow did not affect dissolved phosphorus concentrations but resulted in a disproportionate particulate contribution to total phosphorus. High dissolved phosphorus levels at ORPD and ORNC reflect sources from Lethbridge and very reduced sediment concentrations. The low TP levels at ORT and ORBI appear suspect.

The fall samples were collected during a stable flow regime. Total and dissolved phosphorus concentrations decline steadily from BR2 to BRR and from ORPD to ORBI. The downstream trend of declining total and dissolved phosphorus with increasing proportion of particulate phosphorus indicates a net loss in the downstream direction and conversion from one form to the other. This is likely occurring through the combined effect of biological uptake by macrophytes and benthic algae, and sorption of soluble orthophosphate ions onto mineral and organic surfaces with precipitation of the ions to form compounds of low solubility. In view of a similar decline in soluble phosphorus in the Bow River during summer, similar mechanisms may be assumed to occur during the entire low-flow period.

Suspended Sediment-associated Phosphorus

Fractionation of sediment-associated phosphorus shows strong seasonal differences in sediment source. Apatite-P comprises more than half the total phosphorus associated with sediments in the spring in the Bow and Oldman rivers (Fig. 6). The exception is BR2 where a larger portion of the phosphorus is NAI-P, presumably reflecting the influence of the Calgary sewage treatment plant (STP). Apatite-P, a non-enriched background mineral phosphate produced from eroding prairie soils, dominates at all sites in fairly constant proportions. Phosphorus speciation of bank materials collected at BRBD, BRBC, ORPD and ORBI is almost identical with that found at a non-enriched site (e.g. CH, Fig. 1). The low total-P concentrations in the spring reflect the large sediment loads with low background levels of sediment-associated phosphorus and which reduce the effects of anthropogenic NAI-P on a per weight basis. The moderate decline in total-P downstream from BR2 indicates decreasing amounts of NAI-P and O-P.

Early summer sediments contain an increased amount of O-P and NAI-P and a much reduced proportion of A-P. Phosphorus concentrations are higher than in the spring due to point source enrichment and a reduced quantity of sediment in transport. The influence of Lethbridge is noted by the NAI-P and O-P concentration increases below the point source.

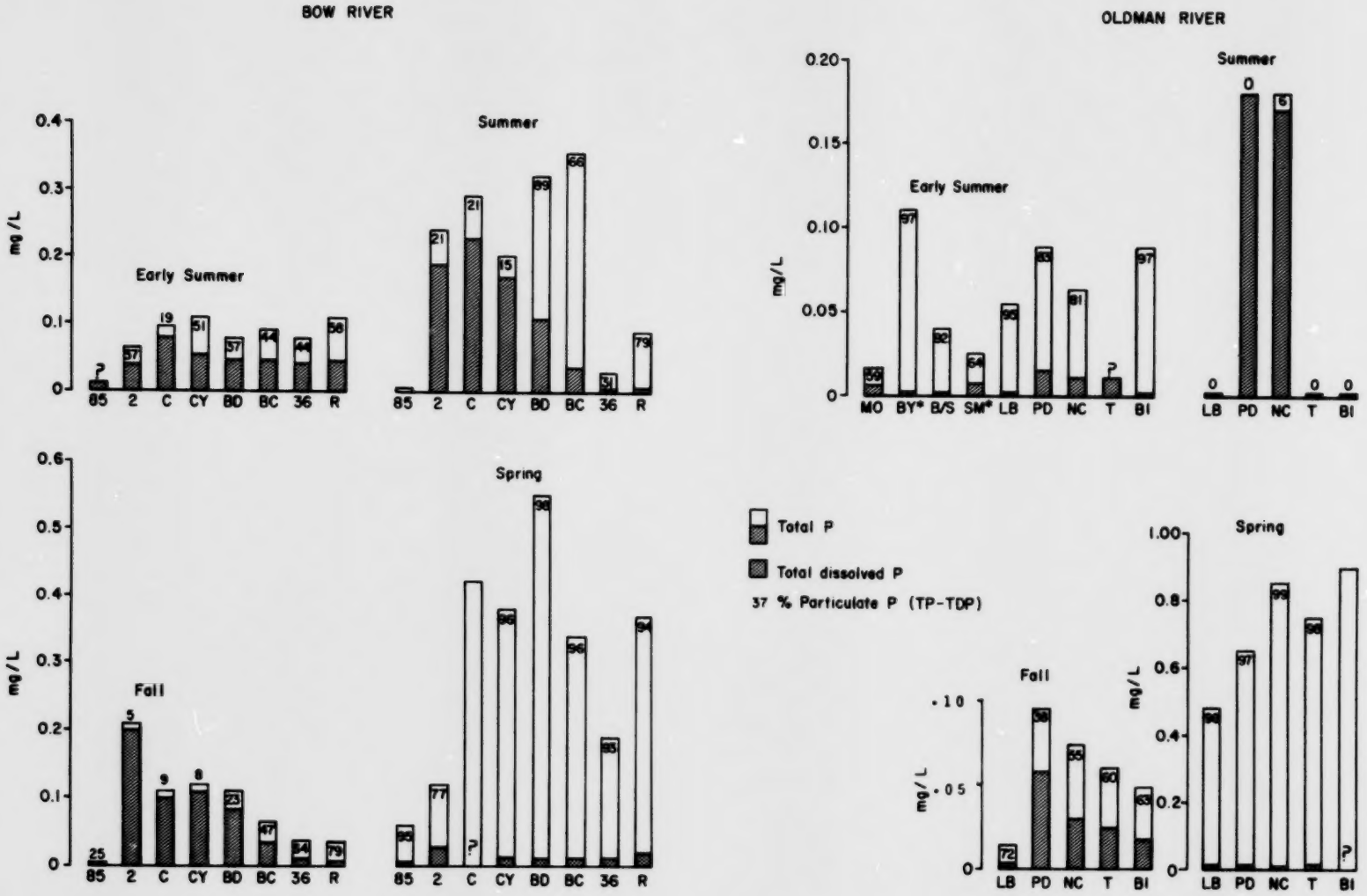

Figure 5. Total and dissolved phosphorus concentrations in water. The particulate fraction is calculated as the difference between total and dissolved phosphorus. Particulate phosphorus is presented numerically on a percentage of total-P. Missing fractions are denoted by "?".

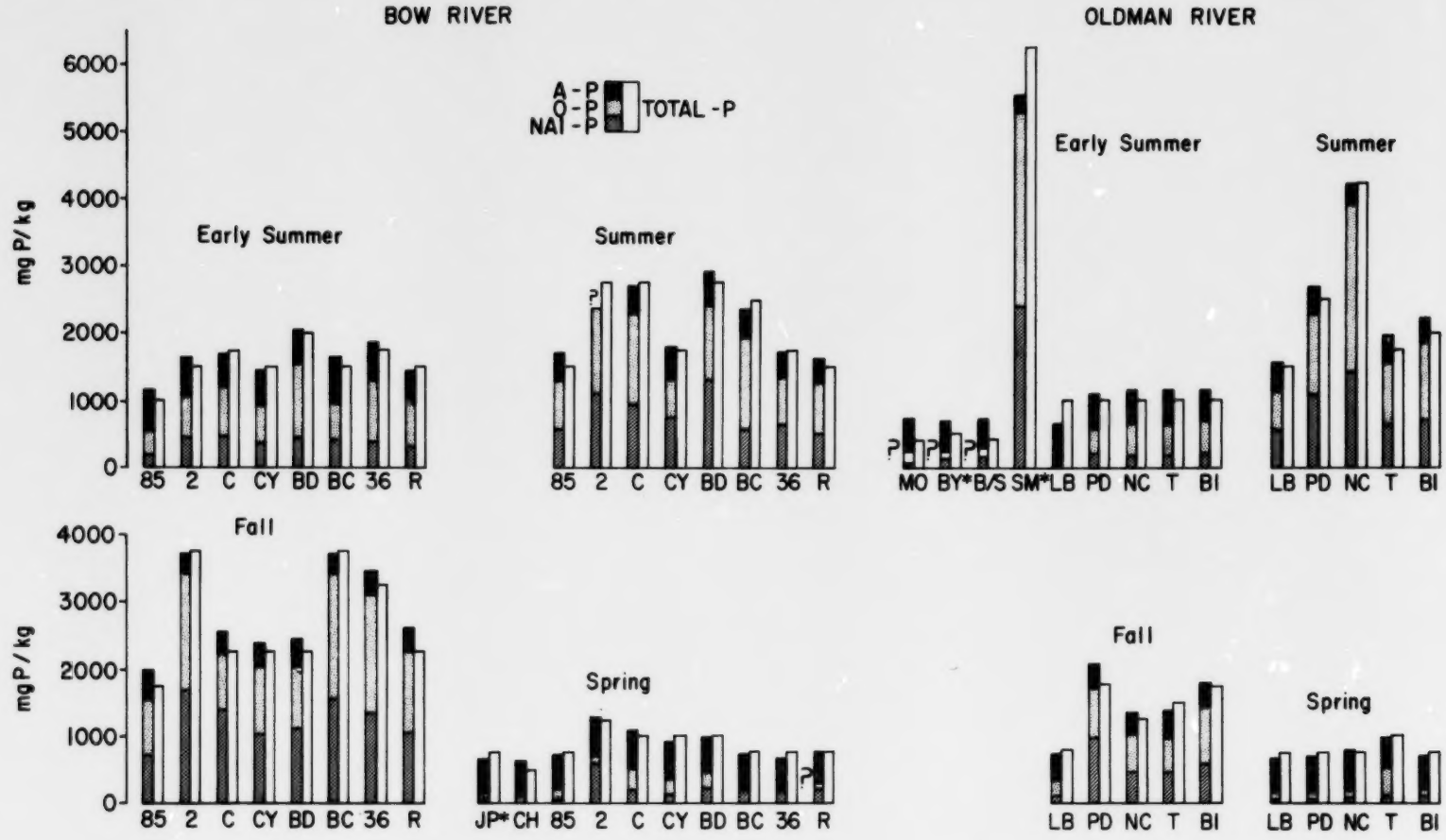

Figure 6. Phosphorus speciation on suspended sediments. The amount of each phosphorus species can be calculated using the ordinate axis scale. The sum of the three species cannot be computed where one of the fractions is missing (denoted by "?"). Difference between TP and the sum of NAI-P, O-P and A-P is a measure of analytic imprecision.

Summer and fall sediments are further enriched as sediment concentrations decline. The trends in total-P in summer and especially in fall follow very closely the trends in organic content of the sediments. Organic solids may be contributed to the suspended sediment load upstream from the Calgary STP, and from decaying populations of benthic algae and macrophytes along the course of the river.

While the proportion of A-P increases, total-P decreases in summer and fall from BR2 to BRCY, likely as a result of the dilution of enriched sediment observed at BR2 by tributaries farther downstream carrying background levels of phosphorus in apatite form. This deduction is consistent with observations of reduction of both metal concentrations and organic content of sediments at the same sites.

Aquatic Plant-related Phosphorus

Phosphorus concentrations in aquatic macrophytes and filamentous algae are presented in Figure 7 for the Bow and Oldman rivers. Although the plants were rinsed in river water prior to drying, the plant samples contained observable quantities of enmeshed mineral sediment and calcium precipitates. Painter (personal communication) indicates that tissue-P is extracted by A-P and NAI-P digestions; however, because the A-P fraction is generally low relative to NAI-P and O-P and because of observed enmeshed mineral sediments, we here equate tissue-P with the sum of NAI-P + O-P. This is probably a reasonable assumption, as A-P was only 1% of the NAI-P + O-P value in Painter's cultured samples.

Total-P concentrations in plants are higher (summer) or approximately equal (fall) to those found on suspended sediments in the Bow and exceed sediment-P concentrations for both seasons in the Oldman.

Concentration of phosphorus in plant tissue is known to be related to the amount of available phosphorus in the surrounding water and rooting environment (Gerloff and Krumbholz, 1966; Wong and Clark, 1976). The relationship

Table 3. Enrichment Ratios of Phosphorus in Plants

Season	Site	NAI-P + O-P (mg/kg)	TDP (mg/L)	Enrichment ratio* (NAI-P + O-P/TDP)
Summer	Bow River			
	BR85	2542	<0.005	$>5.1 \times 10^5$
	BR2	3128	0.19	1.6×10^4
	BRC	3110	0.23	1.4×10^4
	BRCY	3440	0.17	2.0×10^4
	BRBD	2984	0.11	2.7×10^4
	BRBC	2623	0.039	6.7×10^4
	BR36	3541	0.017	2.1×10^5
	BRR	2283	0.019	1.2×10^5
Fall	BR85	1690	<0.003	$>5.6 \times 10^5$
	BR2	3467	0.20	1.7×10^4
	BRC	3033	0.10	3.0×10^4
	BRCY	1693	0.11	1.5×10^4
	BRBD	2966	0.085	3.5×10^4
	BRBC	2253	0.035	6.4×10^4
	BR36	1727	0.013	1.3×10^5
	BRR	1893†	0.007	2.7×10^5 †
Summer	Oldman River			
	LB	1900	<0.003	$>6.3 \times 10^5$
	ORPD	3022	0.17	1.8×10^4
	ORNC	3375	0.016	2.1×10^5
		4376†		2.7×10^5
	ORT	2362	<0.003	$>7.9 \times 10^5$
	ORBI	1480	<0.003	$>4.9 \times 10^5$
Fall	LB	–	–	–
	ORPD	3930	0.059	6.6×10^4
		3573†		6.0×10^4
	ORNC	3241	0.033	9.8×10^4
	ORT	2012	0.025	8.0×10^4
		2328†		9.3×10^4
	ORBI	2295	0.018	1.3×10^5

*Data from *Potamogeton* sp.
†Filamentous algae.

between plant and water phosphorus values is numerically expressed as an enrichment ratio in which plant-P is a ratio of available phosphorus in the water (Table 3). The spatial trends of the enrichment ratio and their management implications, discussed below, are subject to several caveats:

1. NAI-P + O-P is a reasonable estimate of tissue-P in plants;

2. Measurements of TDP are instantaneous values, whereas plant-P represents assimilation of phosphorus over a longer period; and

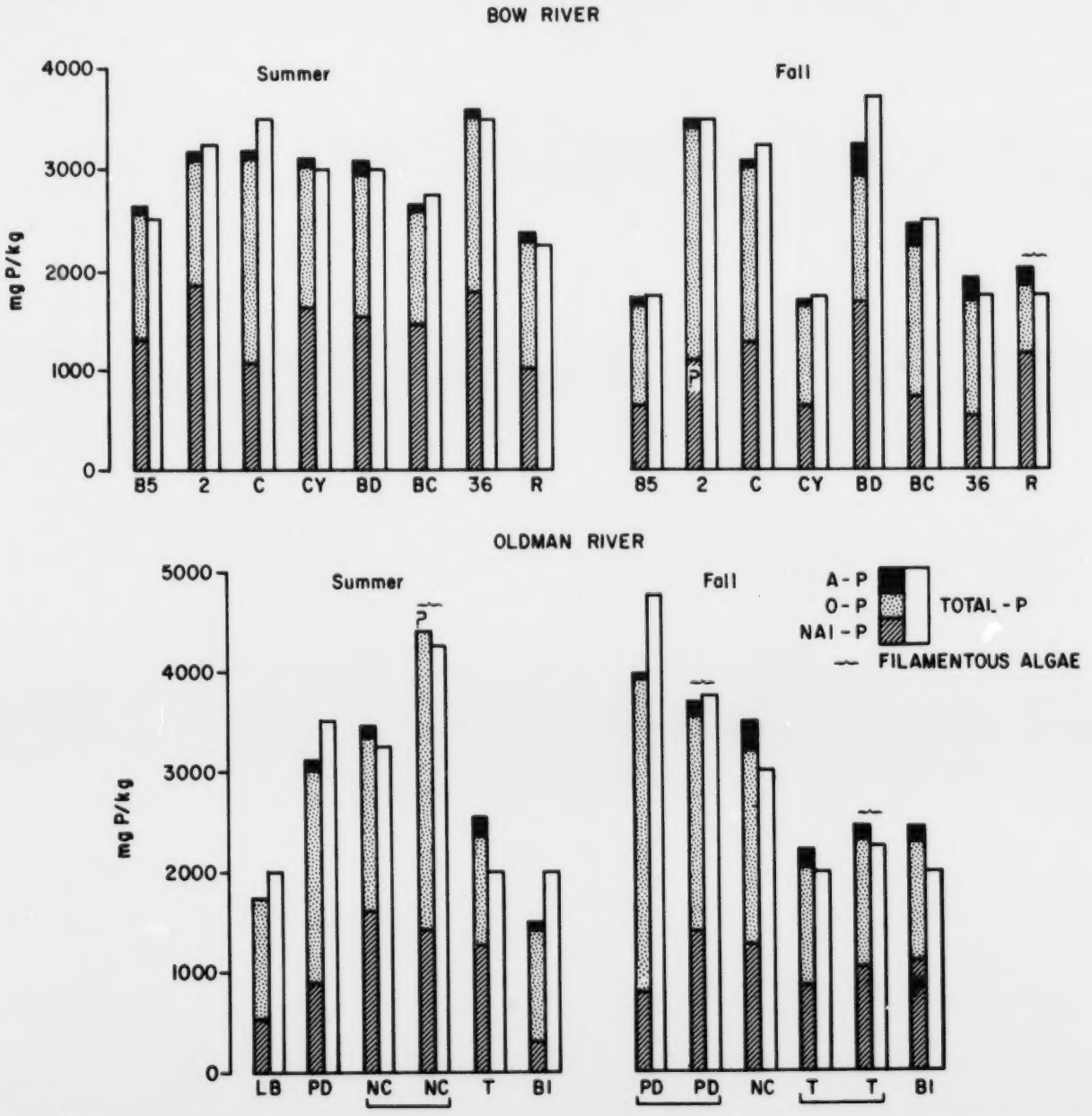

Figure 7. Phosphorus speciation in aquatic plants. Tissue-P is approximated by the sum of NAI-P + O-P. *Potamogeton* sp. are represented unless otherwise indicated. The symbol (⌊⌋) shows sites where macrophytes and algae are both represented.

3. TDP values are presumed to be characteristic of seasonal conditions. Comparable data collected independently by the Water Quality Branch of Environment Canada at several of our sites (both rivers) also support seasonal differentiation evident in our data. Generally, our values fall within independent data.

In both rivers there is an order of magnitude decline in TDP below the major sources of Calgary and Lethbridge, but only a relatively small reduction in plant-P. As a consequence the enrichment ratio increases dramatically downstream. These trends, plus the data from the unimpacted background site BR85, indicate that macrophytes and filamentous algae living in phosphorus-rich environments have lower enrichment ratios and only show a marked increase in phosphorus content close to the anthropogenic source. Plants in phosphorus-poor environments in these rivers display somewhat reduced levels of plant-P but have large enrichment ratios. Although the data are not entirely comparable, plant-P in phosphorus-poor reaches appears to be above threshold P levels established by Gerloff and Krombholz (1966) as growth-limiting for other *Potamogeton* species.

Implications for Biomass Control

The observation that large changes in TDP are reflected only by modest changes in plant-P suggests that measures of plant-P may not be useful indicators of nutrient stress. Stress may be more clearly reflected by density of the plant community within a reach. Elevated nutrient conditions appear to create favourable growth conditions in the Bow River. In comparison with the luxurious growth in the lower Bow in 1979, the impoverished growth in 1980 following spring floods of that year leads to the following hypothesis. The appearance and, probably, density of aquatic plants in the lower reaches of the Bow are mainly controlled by re-seeding of opportunistic species originating from areas of luxurious growth upstream. Once established, plant productivity is controlled by ambient levels of phosphorus. Measures of productivity and plant cover may be appropriate indicators of nutrient stress in an environment where equilibrium has been established between average nutrient conditions and population propagation. Where extreme perturbation in environmental conditions has occurred, such as the large flows that destroyed the dense plant community in the lower Bow in early 1980, the deduction of low potential productivity based solely on observed productivity would be highly misleading. As an example, the assumption of low potential for dense plant growth in the lower Bow based upon 1980 and 1981 observations of productivity is probably false, mainly because the system was highly perturbed the preceding spring. Although nutrient conditions in the downstream reach are close to background (i.e. compared with BR85), community propagation originating from more nutrient-rich environments upstream would appear to be an inevitable consequence as long as dense macrophyte populations are allowed to survive in areas close to Calgary.

The ability of plants to accumulate nutrients rapidly to levels in excess of their immediate requirements (luxury uptake) permits plants to survive periods of nutrient deficiency. If the low TDP values observed in the lower Bow in summer and fall of 1980 are typical of values in earlier years, the luxurious plant growth in these years may well reflect the ability of plants to accumulate nutrients rapidly during brief periods of nutrient flux. If true, macrophyte control strategies would require, therefore, the suppression of brief nutrient pulses from point sources.

Metals

Concentrations of ten metals (Mn, Ni, Fe, Cu, Pb, Zn, Co, Cr, Cd, Hg) in water, suspended sediment and aquatic plants are presented in Figures 8a to 8j for the Bow and Oldman rivers. Seasonal and phase differences in concentration, downstream trends and comparisons between the rivers for each of the water, suspended sediment and plant phases are discussed.

Water

Most filterable and many total metals in the Bow and Oldman rivers are at concentrations below conventional detection limits. Many of the metals are detectable in total concentration in spring, whereas few are detectable in filterable form in any of the seasons. Spring metal levels tend to be approximately tenfold higher than concentrations in any other season.

The difference in metal concentrations between spring, on the one hand, and all other seasons is attributed to increased sediment concentration and a larger component of fine-grained material. Spring sediment concentrations are more than an order of magnitude larger than in other seasons and comprise a larger proportion of clay-size particles (Fig. 4). Physical characteristics also explain the downstream trends in metal concentrations. Sediment concentrations increase in spring from below 100 mg/L at upstream sites to more than 500 mg/L in the Bow and over 1400 mg/L in the Oldman at sites farther downstream, due to large inputs from several tributaries (especially Highwood River and Arrowwood Creek inputs to the Bow River) and from extensive bank collapse observed in both rivers.

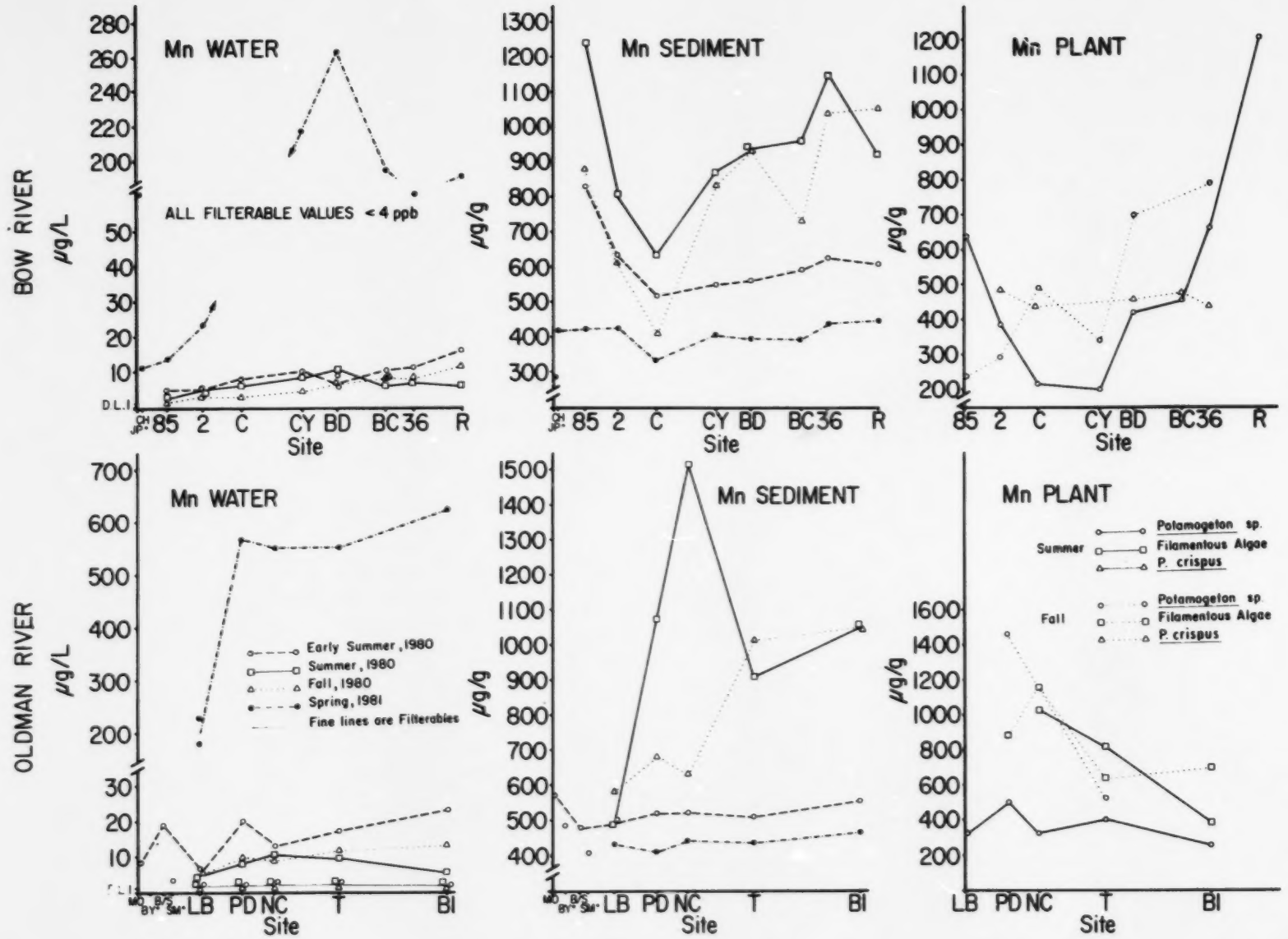

Figure 8a. Manganese concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

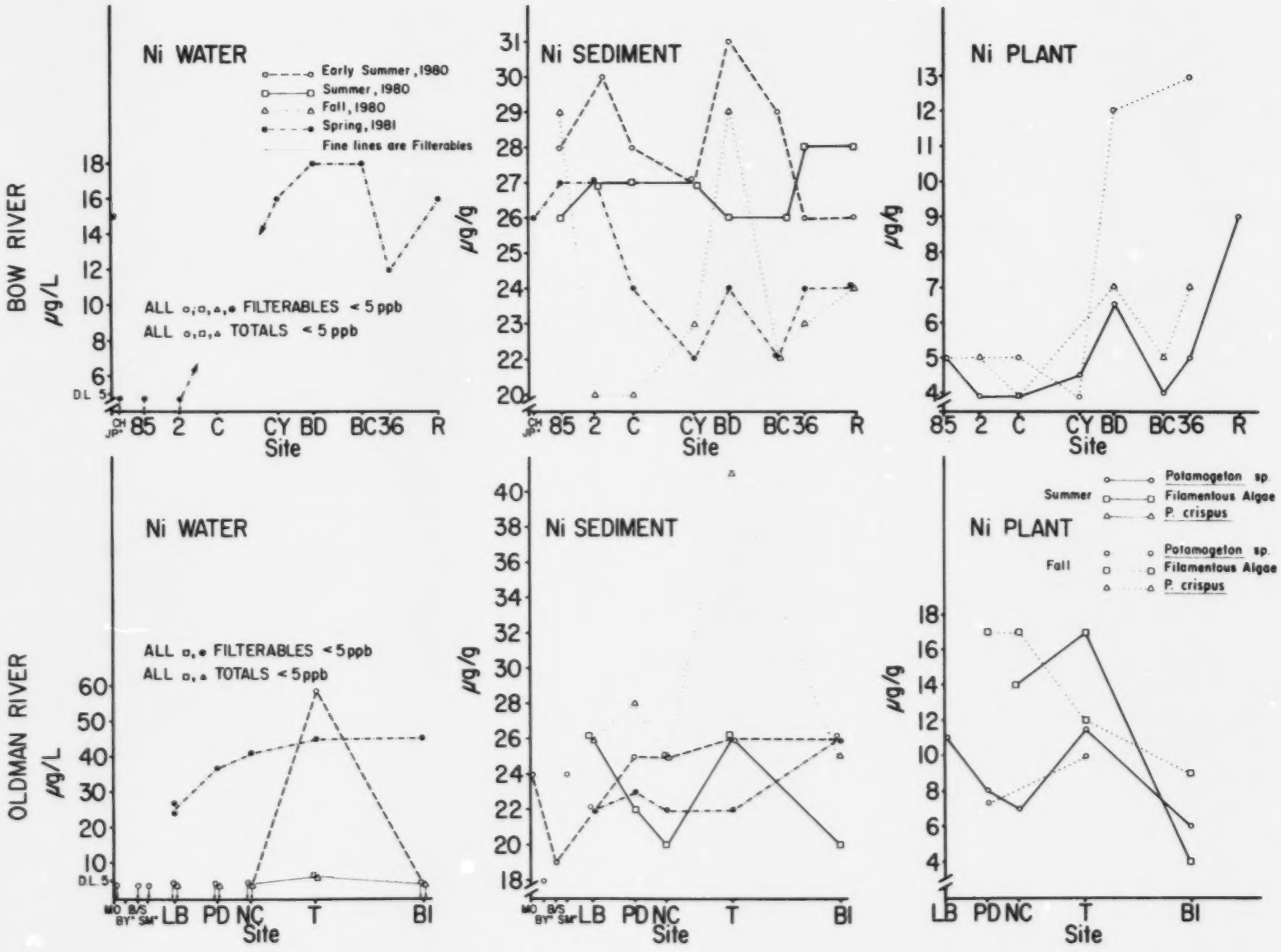

Figure 8b. Nickel concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

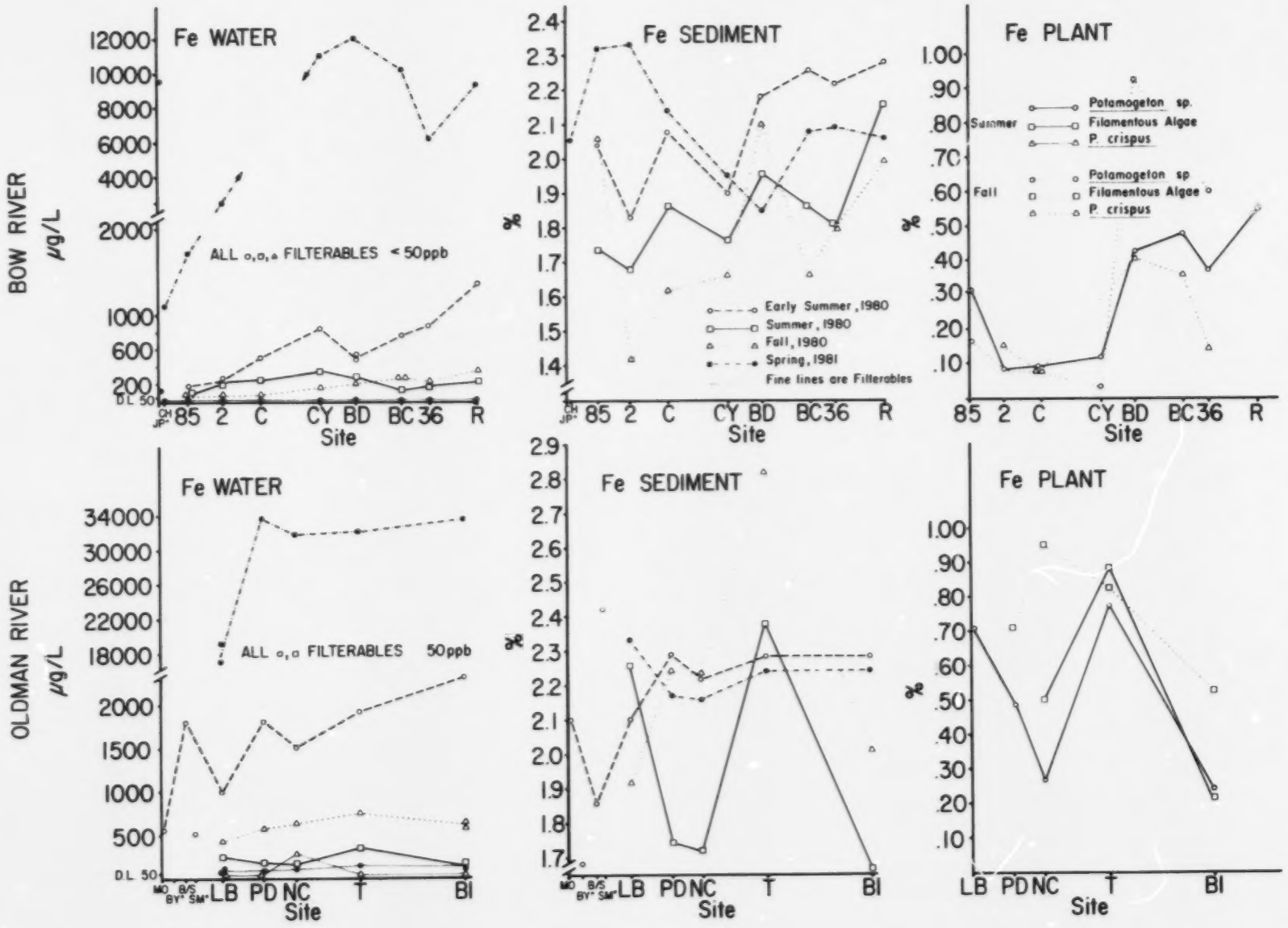

Figure 8c. Iron concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

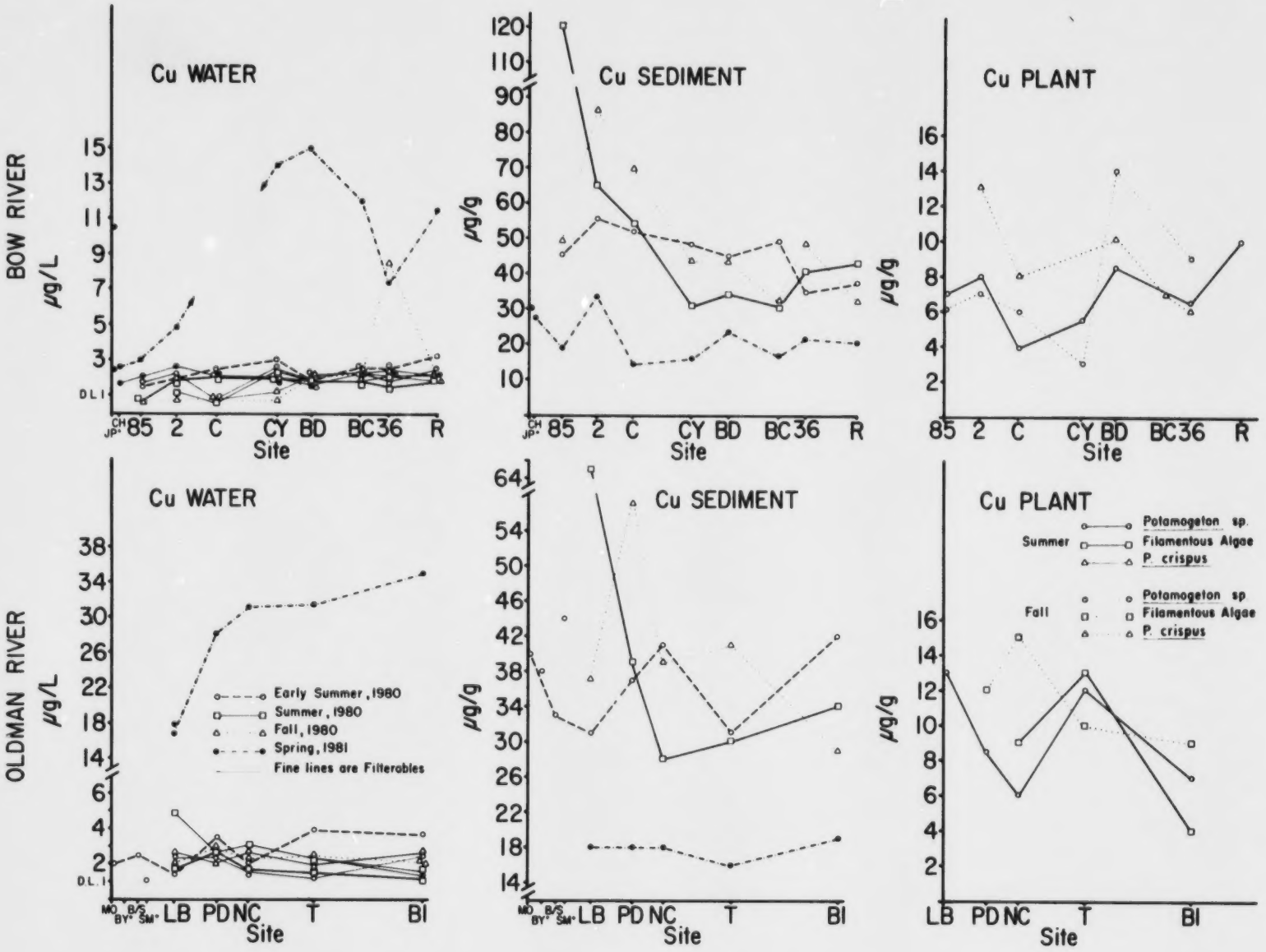

Figure 8d. Copper concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

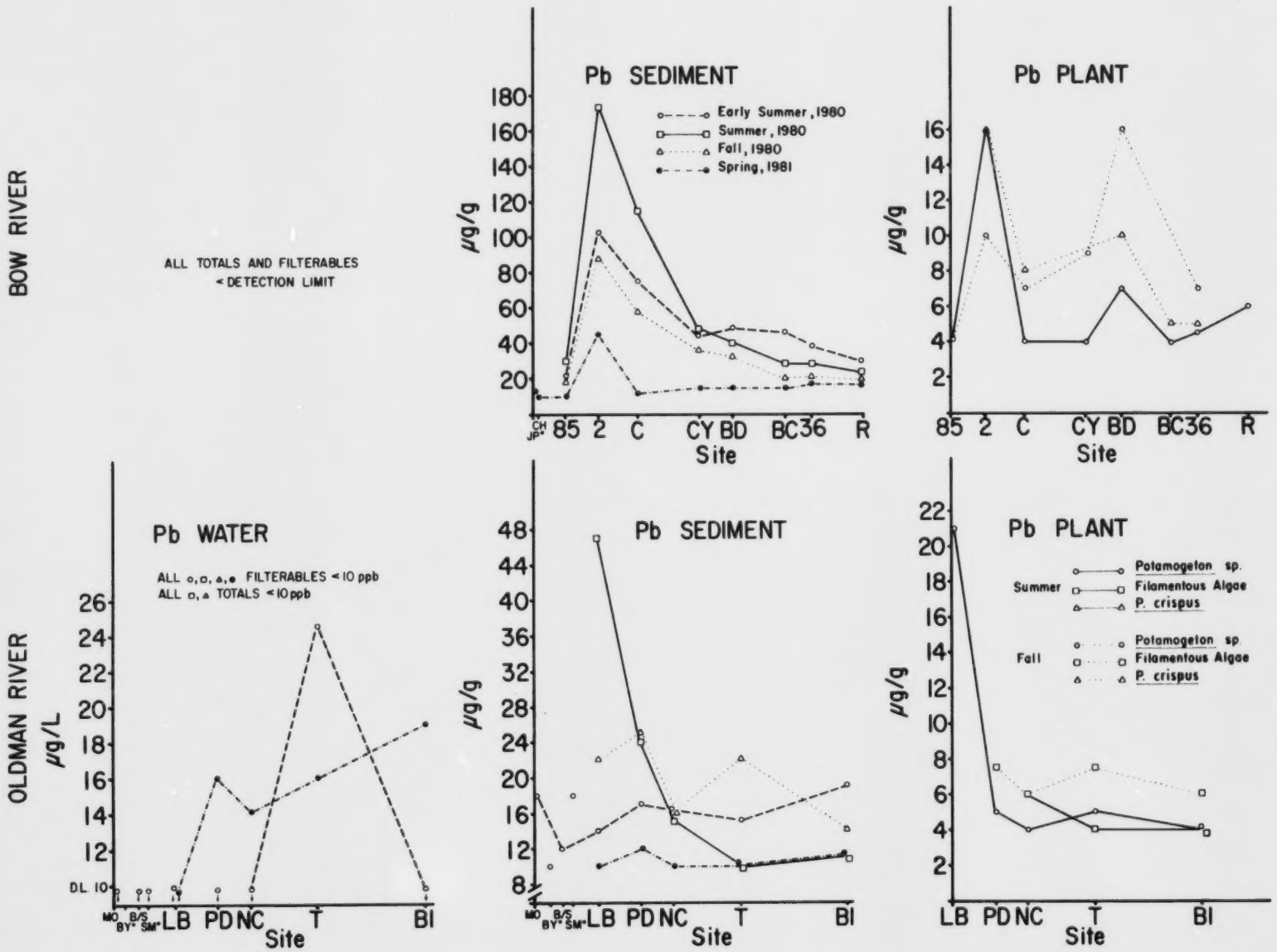

Figure 8e. Lead concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

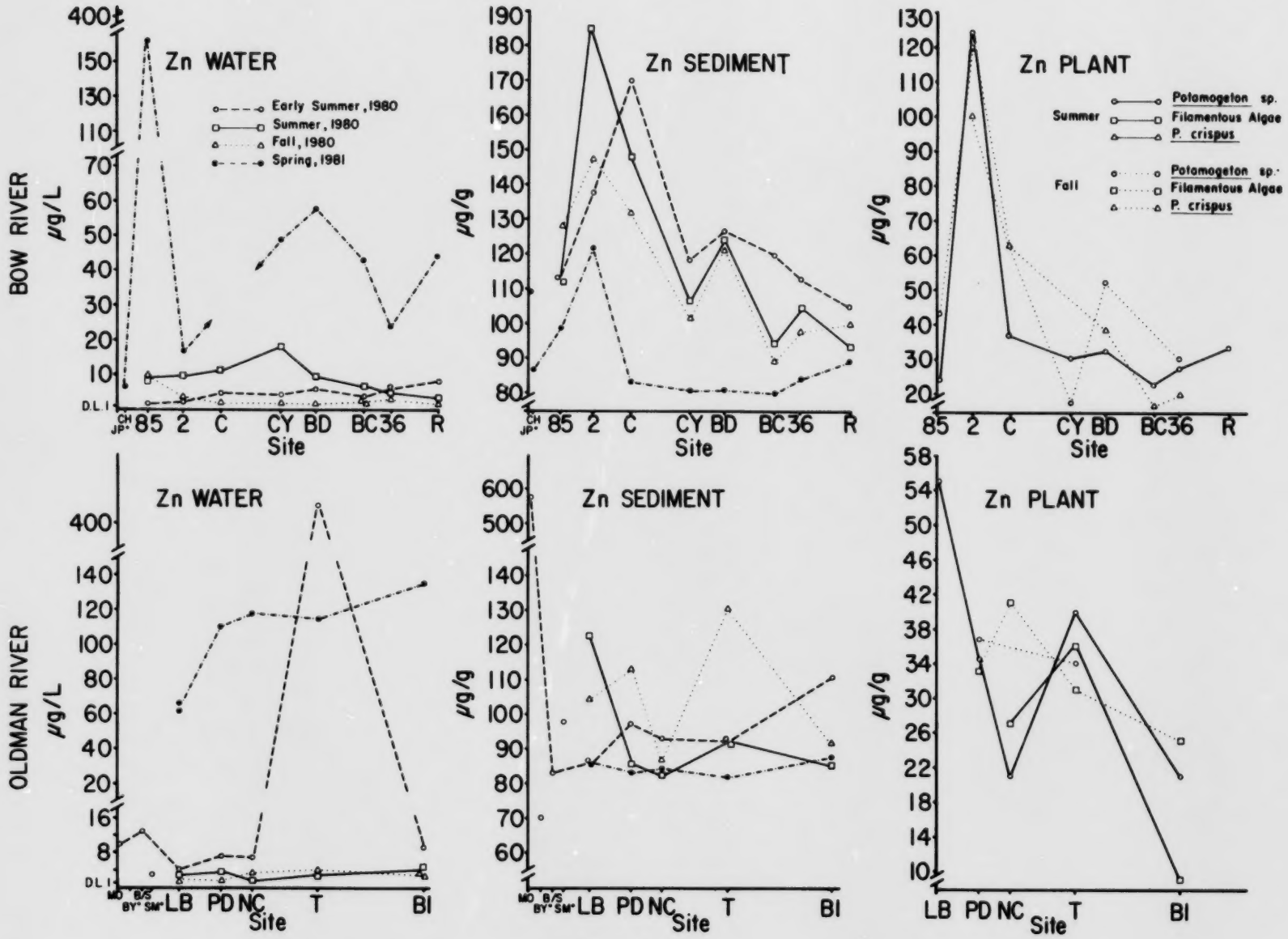

Figure 8f. Zinc concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

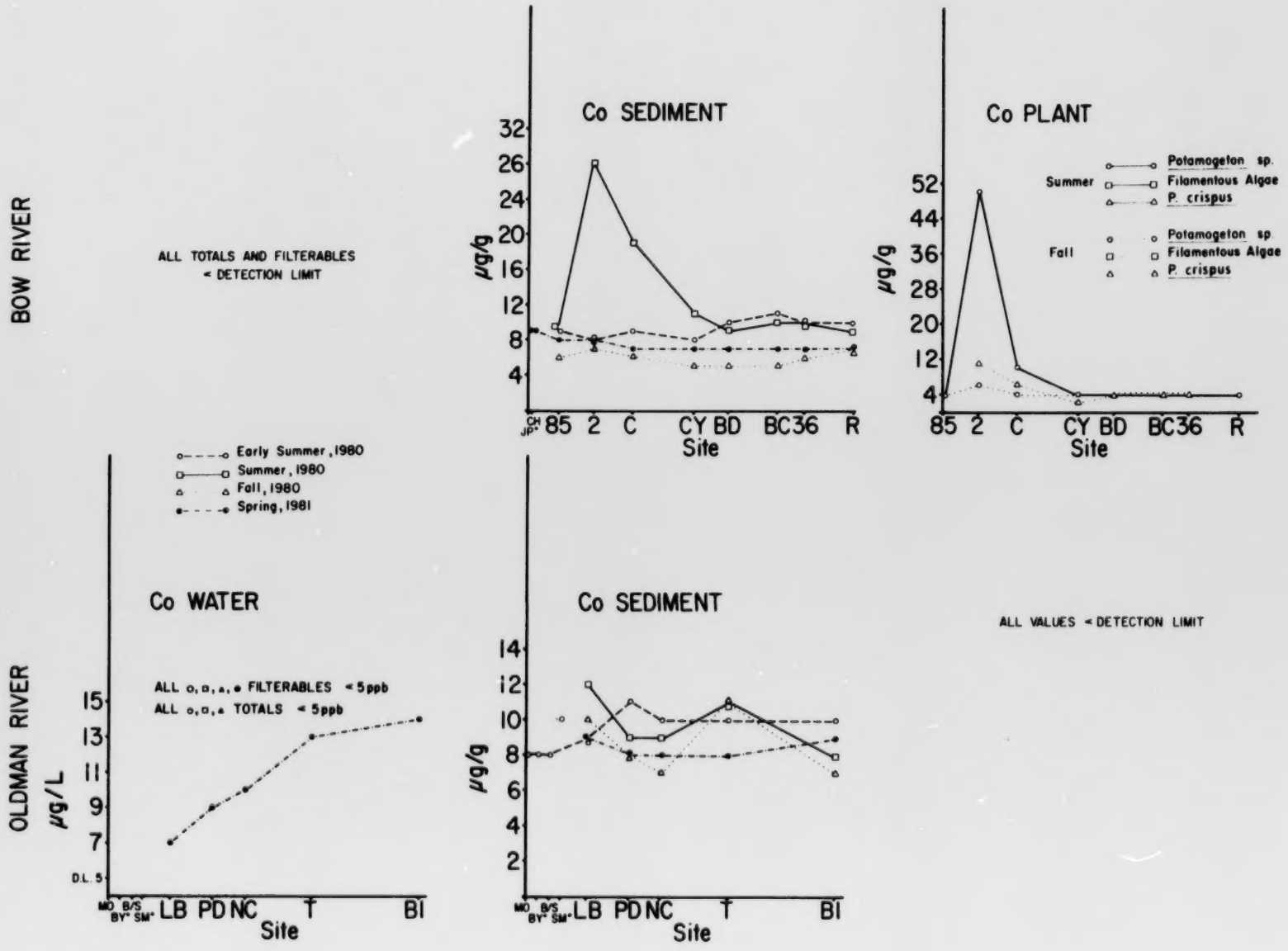

Figure 8g. Cobalt concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

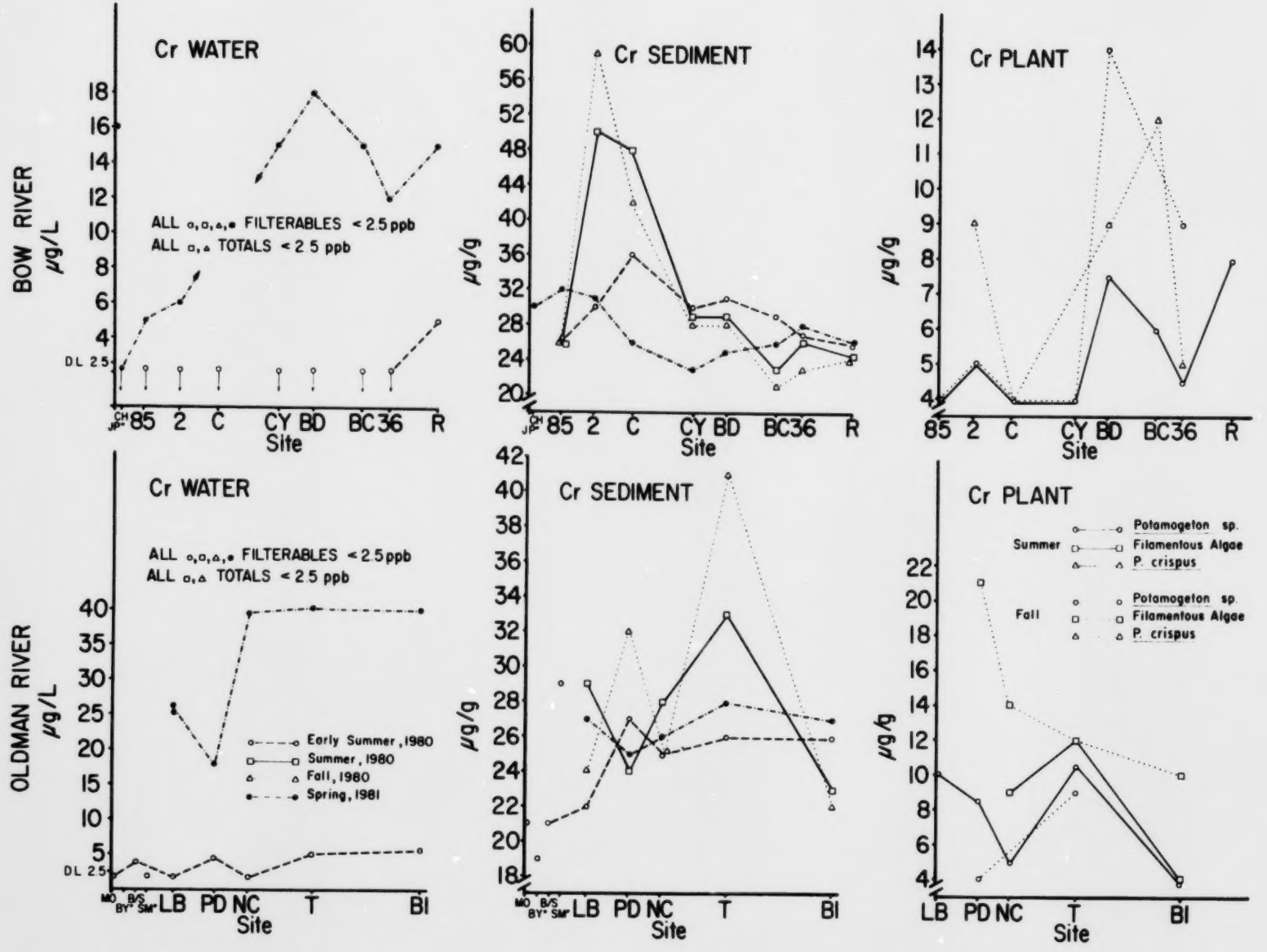

Figure 8h. Chromium concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

BOW RIVER

ALL TOTALS & FILTERABLES
< DETECTION LIMIT

OLDMAN RIVER

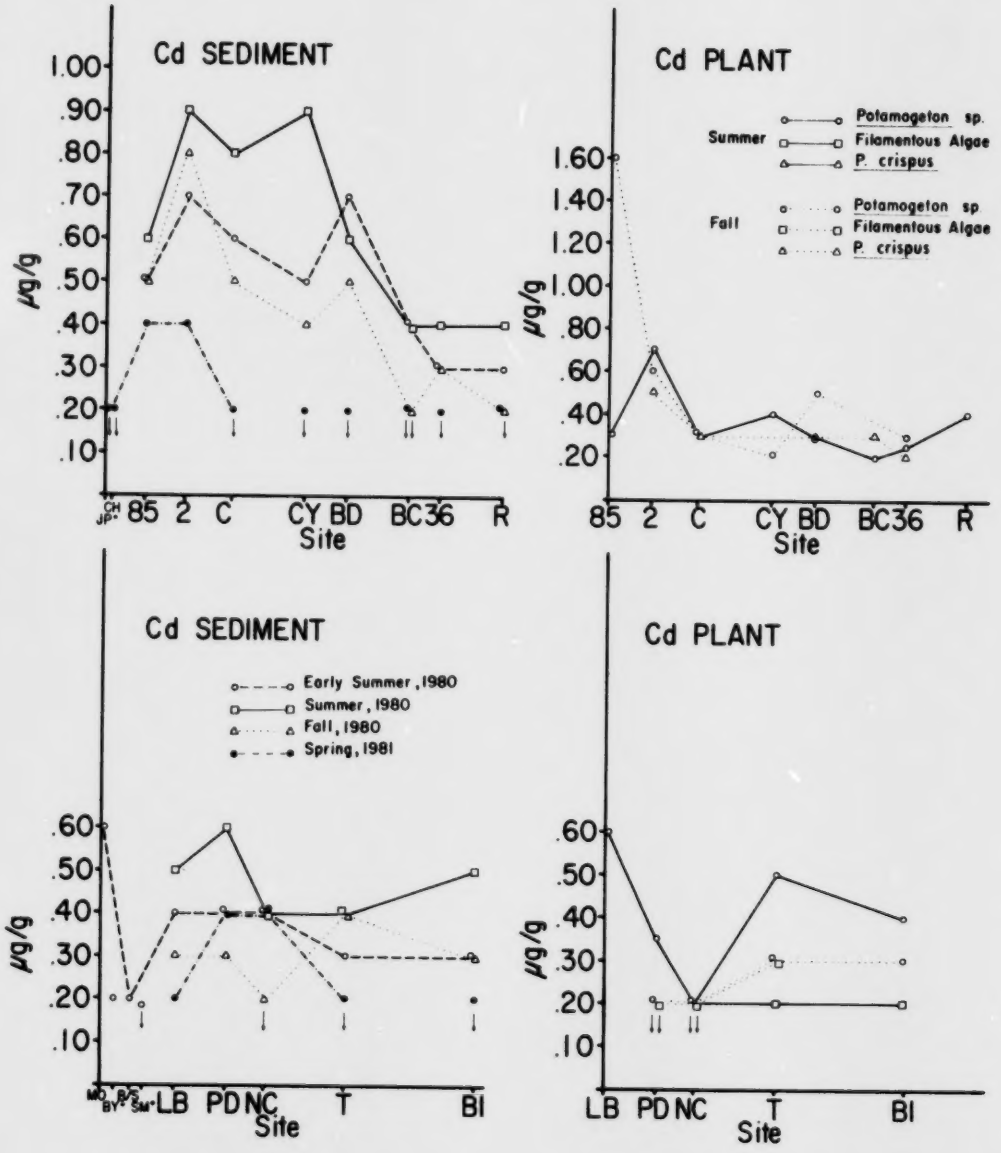

Figure 8i. Cadmium concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distance between sites on graphs is proportional to actual river distances.

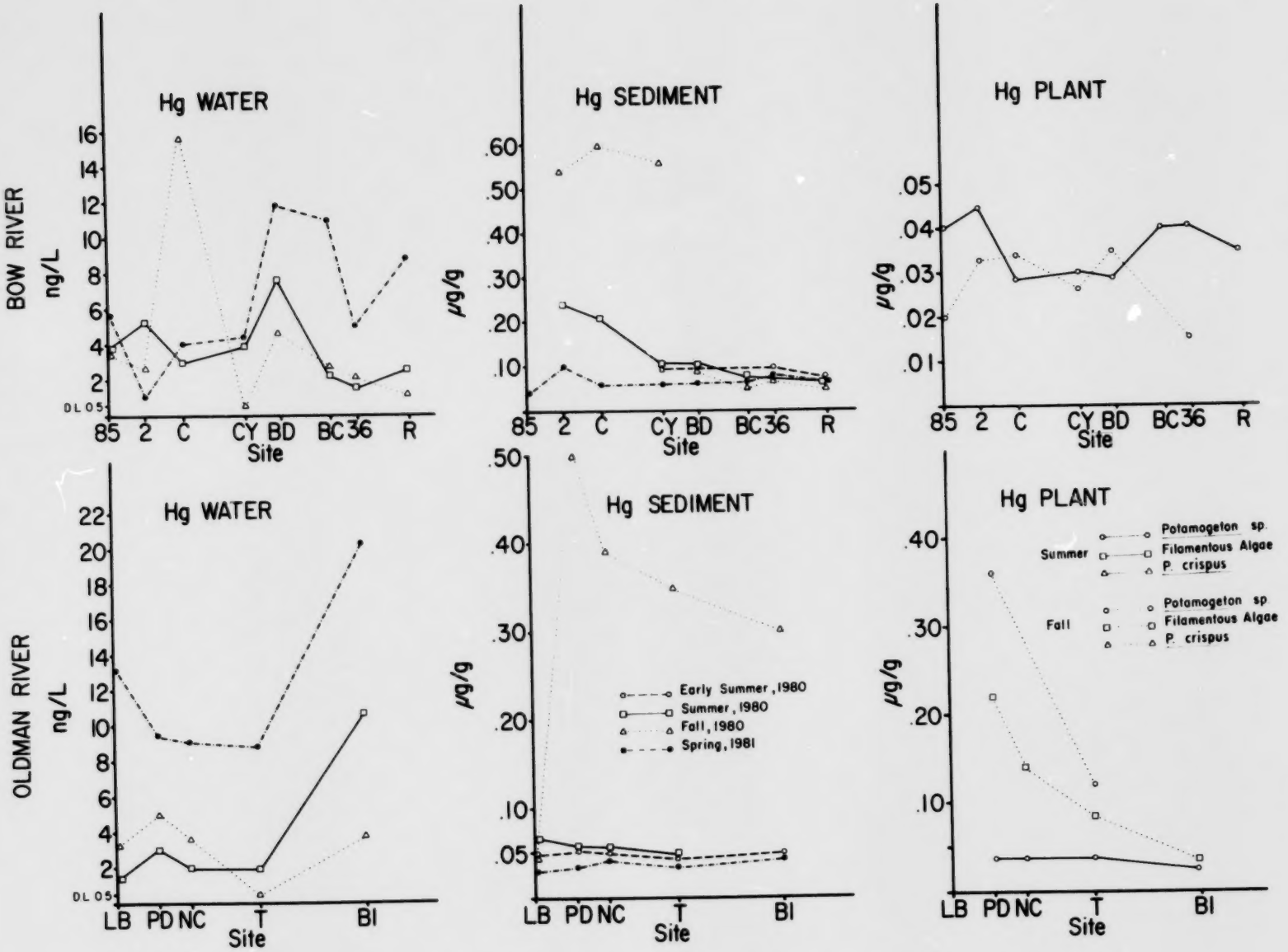

Figure 8j. Mercury concentrations in water, suspended sediment and plant phases for the Bow and Oldman rivers. Distances between sites on graphs is proportional to actual river distances.

Although sediment-related metal is generally at background concentrations (see below), the large quantity of sediment in a total sample produces elevated concentrations of individual metals in a water sample. Total metal values in spring, therefore, generally reflect diffuse sources of eroding sediment from foothill and prairie surfaces.

"Total" values for most metals can be determined for other seasons. While still reflecting prairie runoff, early summer values are considerably lower than those in spring. Although suspended sediment is more enriched in early summer than in spring (see below), metal concentrations in water are lower because of the large reduction in the suspended sediment contribution to the "total" water sample. Concentrations for all metals in both rivers are the lowest in the fall, the period of least sediment transport.

Downstream trends in metal levels generally reflect suspended sediment concentrations and are particularly evident for total Mn, Fe, Cu and Zn in early summer in the Bow, and for Mn and Fe (in summer and fall) and Cu (fall) in the Oldman River.

Suspended Sediment-associated Metals

Seasonal changes in sediment-associated metal concentrations in the Bow and Oldman rivers indicate changes in suspended sediment concentrations, the impact of point sources, sediment inputs and localized changes in organic content and particle size. Most of the metals are at an annual minimum concentration on sediments in the spring and reach a maximum during summer and fall. Early summer sediments show variable concentrations of metals relative to the other seasons.

The metals Mn, Ni, Cu, Pb, Zn, Cr, Cd and Hg are essentially at background levels in the spring. Diffuse source runoff, erosion and bank slumping contribute large quantities of solids to the river. These solids reflect background chemistry of the surficial geology of the region. In the lower reaches of the Bow (BRBD to BRR), metal concentrations show little variation and are only marginally higher than in bank material in the same reach. For example, average concentrations of Fe, Mn, Pb, Cd and Hg found at BRBD and BRBC (1.95% and 396, 16, <0.2 and 0.016 mg/kg, respectively) compare closely with levels in bank material of 1.70% and 310, 07, <0.2 and 0.034 mg/kg (Table 4). Metal levels at background river sites (e.g. CH, BR85) have similar values. Spring sediment metal levels are in the same range as those on sediments from irrigation return flows (Joseph, 1982).

During periods of snowmelt, especially when coupled with regional rainfall, the concentration of sediment-related metals is largely determined by natural inputs of sediment with background levels of metal chemistry. In the early summer, summer and fall, metal concentrations on suspended matter appear to be directly influenced by inputs from Calgary and Lethbridge and from tributaries.

The concentrations of Pb, Cu, Cd and Ni in early summer increase from BR85 to BR2, fall off to BRCY, increase to a lesser degree at BRBD, then decline downstream. The increase at BR2 is presumably a direct response to inputs of metals from the Calgary area. The enriched sediments show a decline in concentration downstream, where sediment contributions of background metal content from the Elbow and Highwood rivers (entering the Bow between BR2 and BRC), from Arrowwood Creek (entering between BRC and BRCY), and from bank collapse, dilute the Bow River sediment chemistry. The increases in sediment concentration at BRC and BRCY (Fig. 2) support this interpretation. The downstream trend in metal concentrations in the spring shows a lesser peak at BR2, followed by a rapid reduction to baseline levels that coincides with a tenfold increase in sediment concentration. The reduced peak at BR2 reflects the greater sediment concentration during the spring runoff period; this serves to reduce the

Table 4. Metal Concentrations in Bank Materials

Metal (mg/kg)	Site					
	ORPD*		ORBI	BRDB	BRBC*	
Cu	19	20	10	13	13	12
Pb	13	15	10	7	8	7
Zn	65	68	51	48	61	60
Co	7	7	5	7	6	6
Ni	19	23	18	19	19	20
Mn	218	209	262	266	327	338
Cr	25	22	22	27	21	19
Fe (%)	1.96	1.76	1.66	1.81	1.66	1.62
Cd	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
Hg	0.061		0.040	0.027	0.040	

*Duplicate analyses reported.

impact of contaminants from Calgary on a unit weight basis of suspended matter. Early summer trends in the Oldman River parallel those for spring data for Mn, Fe, Pb and Hg and show enrichment downstream from Lethbridge and the effect of tributary sediment inputs for Ni, Zn, Cr and Co.

The increase in concentration of many of the metals at BRBD (noted above) may reflect mobilization of metals from bottom sediments of Bassano Reservoir. The release of metals to the water phase and their subsequent adsorption to, or coprecipitation with suspended matter during reaeration in transport over the dam may be responsible for this observed trend. The increase may also be accounted for by a slightly higher proportion of clay-size particles resuspended from the reservoir.

Summer concentrations of most of the metals are higher than those in spring and early summer. Although the organic content rises in the summer, sediment enrichment is more likely attributed to the lower concentration of suspended matter, and, therefore, a greater impact of the Calgary and Lethbridge point and urban diffuse sources per unit weight of sediment. Summer and fall peaks of several metals at the Taber site on the Oldman indicate an unidentified source in the Taber area. The elevated summer levels of Cu, Pb, Zn, Co and Cr at LB may result from urban storm runoff which was observed on numerous occasions during the summer sampling period.

Fall concentrations are approximately equal to or lower than those of summer in the Bow and Oldman rivers with the exceptions of mercury and copper. Downstream trends are similar to early summer and summer trends, with peaks at BR2 and BRBD and subsequent declines in the Bow, and declines from ORPD in the Oldman. Differences exist in the Bow for Pb, Cu and Hg. Lead declines steadily from BR2 to BRR, suggesting that Pb is not being mobilized in measurable quantity from Bassano Dam sediments in the fall. The fall trend of Cu is very similar to the organic matter trend (with peaks at BR2 and BR36); Cu is known to be associated with organic matter. Concentrations of Hg decline sharply from BRCY to BRBD. The possibility of Hg being released from the sediments of the reservoir is supported by an increase in total-Hg in the water phase.

Sediment-Mn, Ni and Fe show unique relative seasonal concentrations and downstream trends. Manganese peaks in each season at BR85 decrease to a low level at BRC, then gradually increase downstream to background concentrations in the spring or higher than those levels in the fall. Iron is the highest in spring and early summer; trends in early summer and summer are similar (decreases at BR2, BRCY and BR36 with an overall downstream increase in concentration). Iron declines from BRC to BRBD in spring, whereas the BRBD value is a peak in the fall trend. Nickel shows no similarity between seasons other than elevated values at BRBD in spring, early summer and fall. Decreasing concentrations of Mn at BRC and Fe at BR2 may be due to the introduction of contaminants and organic solids from Calgary sources diluting the mineral component of the suspended solids. Interpretation of Mn, Ni and Fe requires biogeochemical information beyond the scope of this study.

Aquatic Plant-related Metals

Accumulation of most metals (Ni, Fe, Cr, Pb, Zn, Cu and Cd) is greater in Bow River plant samples collected in the fall than in the summer. Only Mn, Co and Hg are present in higher concentrations or show higher peaks during the summer. The presence of epiphytes, the abundance of filamentous algae growing amongst the macrophytes in the fall, and the association of entrapped fine-grained mineral sediment by the plants undoubtedly contribute to elevated fall concentrations. The concentration of metals associated with plant material is significantly lower than on sediments for Ni, Fe, Cu, Pb, Cr and Hg. For each of these metals, the concentration is approximately fivefold greater on suspended sediments (comparing all sites in summer and fall) in the Bow River.

Metal concentrations in Oldman River plants are higher in the fall than in the summer for Mn, Ni, Fe, Cu, Pb, Zn and Cr. In each case greater concentrations occur in the filamentous algae. In contrast, mercury is more concentrated in fall macrophytes than in algae, whereas Cd is higher in summer in macrophytes. In comparison with suspended sediment-associated metal concentrations, plant metal levels are approximately one third for Ni, Fe, Cu, Pb, Zn and Cr. Cadmium and Hg are concentrated to about the same extent by each of the plant and sediment phases.

Summer and fall concentrations of Cu, Pb, Zn, Cr and Cd show concentration increases at BR2 and BRBD, with rapid declines downstream from these sites to at least background levels. Summer peak levels of Zn, Pb and Cd occur at BR2, while peaks of Cu and Cr occur at BRBD. In the fall, Zn reaches a maximum value at BR2, and Cu, Pb, Cr and Cd peak at BRBD. This suggests that over the growing season Zn is more available to macrophytes at BR2 (source of contaminants in solution) and that Cu and Cr are more readily available at BRBD (location of potential metal release from sediments).

Downstream trends in metal concentrations in the Oldman River are similar for *Potamogeton* sp. and

filamentous algae. The exception is Cr, for which the species trends differ in the fall. Significant summer peaks of Ni, Fe, Cu, Zn, Cr and Cd are found at ORT, suggesting that contaminant inputs from an unidentified source in the Taber reach are available. The high concentration of metals at LB in the summer is probably unrealistic, reflecting the micro-environment of the plant sampled in this impoverished reach (the plant was located midstream in a sheltered sedimentary location and was senescent). Fall trends show peaks at ORNC for Mn, Ni, Fe, Cu and Zn; the peaks are not mirrored in sediment-associated metals nor in water samples.

Loading Scenarios

Loadings of heavy metals and phosphorus provide an indication of the cumulative impact of these two rivers on the mainstem of the South Saskatchewan River. Loadings are calculated with data collected at the most downstream site (BRR and ORBI) on each river. Biomass load (for the Bow River) represents the cumulative load stored in macrophytes for the entire length of river from Calgary to BRR. Because of the time-variant and discharge-dependent nature of loadings of sediment-associated substances, loadings calculated from one sampling run per season provide only a crude estimate of load (Ongley *et al.*, 1977). This, however, at least permits a comparison of loadings amongst the various phases (plant, sediment, water). Biomass load, because it is the cumulative load for the river, implies an amount that would be transported downstream into the South Saskatchewan River if all aquatic biomass were uprooted and transported downstream as organic mats without significant decay en route. This is an assumption that will vary greatly depending upon the hydrologic conditions that prevail in any particular year.

Loads in water (Table 5) were calculated over the six-month period May-October 1980, for which sampling was conducted. The period was divided into a high water (May, June) and low water (July-October) sub-period by examination of the river hydrographs. An average of the concentrations of each variable sampled during each sub-period was assumed to represent the concentration of the variable for each month of the sub-period. The products of mean concentration, monthly mean discharge and a time/conversion factor were summed for each month of the high and low water sub-periods to yield a load in metric tonnes.

Loads of sediment-associated variables were calculated in a similar manner. The mean sediment-associated concentration was multiplied by the suspended sediment concentration and discharge for each month and summed for the sub-period.

Concentrations of some of the water- and sediment-related metals were below detection. In such cases metal concentration was assigned the detection limit and the load calculated accordingly. Loads of such metals are, therefore, maximized. The alternative, assuming a zero value for the metal and, consequently, a zero load, was considered inappropriate for the purpose of developing loading scenarios.

Biomass load estimates (Table 5) are the product of average summer and fall concentration of each variable in plant tissue and the weight of biomass in each river reach. Macrophyte biomass estimates were provided by Alberta Environment for 1980, a period of significantly reduced biomass downstream from Bassano compared with 1979. The biomass data were divided into reaches which correspond to the sampled sites. Biomass loadings assume 100% plant cover on the substrate of each reach; realistically, the cover should be reduced by 25% to 50% and the loadings reduced accordingly.

The importance of suspended sediment concentrations to water chemistry during high-water periods is noted in the high-water loadings. For all metals, with the exception of mercury, the sediment-associated load comprises most if not virtually all of the total load in water. The larger loads on the Oldman River reflect larger suspended sediment concentrations rather than any substantial difference in water chemistry. During low-flow periods both rivers have comparable suspended sediment concentrations; the larger discharge of the Bow produces larger loads in that river. Zinc loads on sediment are much larger than those of the water-sediment (i.e. total) component and, we believe, reflect field sample contamination of that element.

For the entire six-month period the data suggest that loadings are dominated by high-water sediment flux. If these sediment-associated loads are largely unavailable (as suggested by speciation chemistry for irrigation-return flow sediments [Joseph, 1982]), the calculation of total metal load would appear to be relatively meaningless for river management purposes unless it can be shown that these sediments will ultimately be deposited in a sedimentary environment conducive to metal release. It follows that the conventional practice of ascertaining total metal concentration in a water sample is not especially meaningful in these rivers during periods of high flow unless the component associated with sediment is also determined. Unfortunately, the filtered component in spring and, for many metals, the total component during summer are usually less than conventional detection limits. This presents a problem for agencies not able to resort to more rigorous analytical procedures, especially

Table 5. Estimated Heavy Metal and Phosphorus Loads at the Mouth of the Bow and Oldman Rivers, May–October, 1980 (metric tonnes)

Site	Parameter	Total load in water			Load on suspended sediment			Storage in biomass*
		High water	Low water	Total	High water	Low water	Total	Total
Bow River at BRR	Pb	10.3†	5.2†	15.5†	4.8	0.2	5.1	42.6
	Zn	5.2	1.4	6.6	19.1	0.3	19.5	338.0
	Cu	7.6	0.8	8.5	5.7	0.1	5.8	30.8
	Ni	20.6†	2.6†	23.2†	4.9	0.1	5.0	46.9
	Cr	9.9	1.3†	11.2†	4.6	0.1	4.7	23.5
	Cd	1.0†	0.5†	1.5†	0.1†	0.0†	0.1	2.1
	Co	5.1†	2.6†	7.7†	1.6	0.6	2.2	69.5
	Mn	107.4	4.6	112.1	104.5	3.7	108.2	1 522.0
	Fe	5 584.9	156.4	5 741.3	4 305.1	78.3	4 383.5	872.0
	Hg	8.9×10^{-3}	9.7×10^{-4}	9.9×10^{-3}	1.2×10^{-2}	1.6×10^{-4}	1.3×10^{-2}	0.1
	P	247.9	32.4	280.4	223.1	52.6	275.8	13 581.0
Oldman River at ORBI	Pb	15.9†	2.6†	21.2†	10.6	0.0	10.6	
	Zn	81.9	0.6	82.6	70.7	0.1	70.9	
	Cu	22.1	0.2	22.4	21.6	1.4	23.1	
	Ni	26.2	1.3†	27.5†	18.4	0.0	18.5	
	Cr	26.4	0.6†	27.1†	18.8	0.0	18.8	
	Cd	1.1†	0.2†	1.4†	0.3	0.0	0.3	
	Co	11.6†	1.3†	12.9†	6.7	0.0	6.7	
	Mn	429.2	2.4	431.6†	364.2	28.2	392.5	
	Fe	20 623.0	98.4	20 820.0	16 078.0	478.5	16 556.0	
	Hg	2.3×10^{-2}	1.9×10^{-3}	2.5×10^{-2}	3.3×10^{-2}	5.8×10^{-1}	6.2×10^{-1}	
	P	345.7	6.8†	352.6†	622.4	10.8	633.2	

*Assumes 100% plant cover; Alberta Environment suggests this should be reduced by at least 25%.
†Element not detectable; load assumes element has a concentration equal to detection limit; load is therefore maximized.

when dealing with large rivers where net flux or low-level metals can be significant.

Chemical loadings in biomass are generally greater, often very much greater than loadings in transit in the water column. These loadings represent a substantial component of the bioavailable fraction which might reasonably be expected to be monitored in the water phase if there was no biomass below Calgary. Loadings in biomass, and especially that of phosphorus, represent a substantial reservoir of metals and nutrients which will be transported downstream during periods of high discharge and which never enter into conventional load estimates. The downstream significance of these large biomass loads lies in the fact that although these loads are accumulated over long reaches of river, the biomass will be transported during relatively short periods of time and will be deposited into a geographically restricted area (e.g. the upstream end of a reservoir). It is not known what the fate of biomass transport is in the Bow River, nor is it known to what extent plant-associated nutrients and metals are released back into the water column during decay once the organic material is in transit or has been deposited. The data suggest, for example, that there is leakage of metals from Bassano Dam sediments which, presumably, contain abundant organic detritus accumulated from the reach between Calgary and Bassano.

For comparison with data of Table 5, Alberta Environment (Hamilton, personal communication) has calculated annual anthropogenic (sewage, industrial and urban runoff sources) loadings to the Bow River in 1980 for Cr (5.3 tonnes), Cu (3.5 tonnes), Pb (9.8 tonnes) and Zn (21.3 tonnes). That there should be differences between Table 5 and these anthropogenic loads is not surprising, bearing in mind the different nature of the calculations and the fact that the data of Table 5 were obtained at the mouth of the Bow. Nevertheless, a comparison of these data is instructive. Anthropogenic loads of three metals (Cr, Cu, Pb) are much less than the six-month values in Table 5, whereas Zn greatly exceeds our calculation. As noted above, our data demonstrate the significant extent to which annual load is dominated by large quantities of unenriched suspended sediment carried during a short period of the year. The anthropogenic contribution to measured flux of Cr, Cu and Pb (or any other metal) is likely to be relatively small. Also, and as is seen in the higher anthropogenic values of zinc, a very significant proportion of the anthropogenic load is likely removed by biomass. Our data show a large uptake of zinc in plant material immediately below Calgary (Fig. 8f). Therefore, it is entirely likely that the bulk of the anthropogenic load is lost to biomass long before it reaches BRR (where our load calculations were made). This, obviously, has certain practical implications for measurement programs at the mouth of the Bow which exclude considerations of biomass.

Organochlorine Residues

An aspect of the project was to establish pathways and characteristic distributions of a suite of nonionic pesticides, PCBs and chlorobenzenes in the water, suspended sediment and plant phases (Ongley and Blachford, 1982a,b). Pesticides and PCB residues characteristically have low solubility and high adsorptivity and are persistent. The chlorobenzenes are relatively soluble and volatilize more readily. Adsorption of organochlorine residues onto solids is a common mechanism by which they are removed from the aquatic medium (Hague *et al.*, 1977) and transported in the fluvial environment (Pionke, 1977). The pesticide DDT, dieldrin and PCBs are known to be adsorbed from aqueous solutions by particulate matter in direct relation to the organic content of the material (Hague *et al.*, 1977; Weber, 1972). This is thought to be due to the high surface area and the various functional groups of the organic compounds. Pesticide adsorptivity may be 10 to 1000 times greater on organic matter than on mineral solids (Pionke, 1977).

Determination of phase distributions and downstream trends was limited by the low to nil presence of many of the organic residues. A number of the pesticides (e.g. DDT) have been delisted for some years and are now found in the environment in small residual amounts.

The minimum detectable concentration is 0.01 ppb for all residues in water and for sediment and plant chlorobenzene residues, and 0.01 ppm for sediment and plant organochlorine and PCB residues. The samples were screened in duplicate for all common organochlorine pesticide residues, including α-HCH, β-HCH and γ-HCH; α-chlordane, γ-chlordane and oxy-chlordane; aldrin; endrin; dieldrin; heptachlor; HE; methoxychlor; DDT and its metabolites; mirex; photomirex; and PCBs. However, only the residues found in at least one of the sediment, plant or water phases are reported here. Because most of the detectable residues are at, or close to minimum detectable levels, the results (Fig. 9) are expressed as the percent of samples from both rivers (for similar seasons) having detectable residues.

The residues preferentially associate with one or more of the sediment, plant or water phases. The phase distributions are affected by the solubilities and distribution adsorption constants of the residues, the association with and potential for uptake by aquatic vegetation, and the hydrologic characteristics of the sampled fluvial regimes.

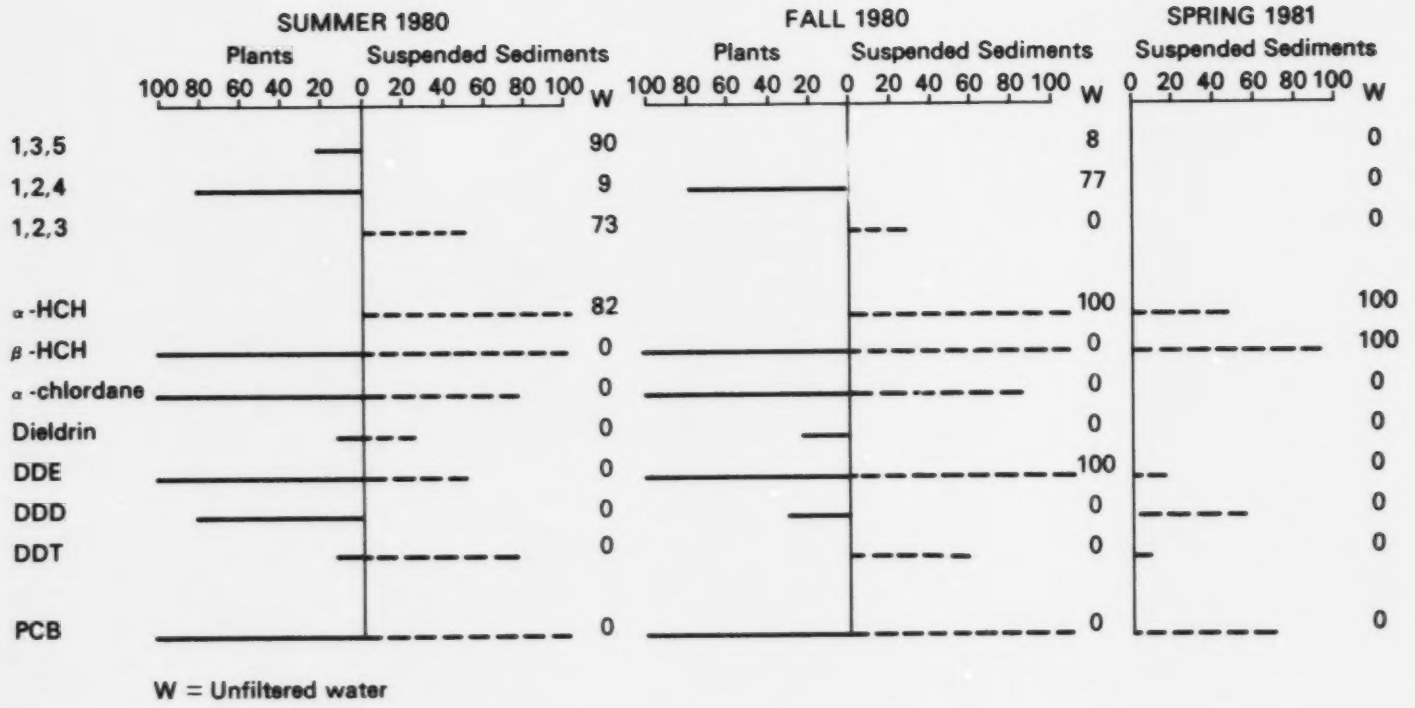

Figure 9. Seasonal phase distributions of chlorobenzenes, organochlorines and PCBs for the Bow and Oldman rivers. The values for plants, suspended sediments and water (W) samples indicate the percentage of samples in which detectable quantities of the substances were found. Plant matter was not sufficiently available in the spring.

Solubility of the organochlorine residues ranges from 0.001 ppm (Weber, 1972) for DDT to 637 ppm (Hague *et al.*, 1977) for one of the PCB isomers. Increasing chlorination decreases solubility of the compounds. Except for γ-HCH (which was not present in our samples) the chlorinated hydrocarbon insecticides and PCBs are considered insoluble in water (Weber, 1972). This is evident in their absence in the water phase in each season. In the fall DDE is present in water, possibly reflecting the more favourable conditions for decomposition of DDT and its greater solubility than its parent compound. The more soluble chlorobenzenes are present in significant frequencies in the water phase in summer and fall; their absence in water and solids in the spring presumably reflects a dilution by large volumes of water and of suspended sediment with background chemistry (as for phosphorus and metals) and which reduces any chlorobenzenes to levels below detection. Volatile losses are known to occur from aqueous systems for DDT and to a lesser extent for dieldrin, chlordane and HCH (Weber, 1972). The magnitude of loss of these compounds from these fluvial systems cannot be assessed by the design of the present project.

As for many of the metals, the data indicate a greater amount of sediment-associated residues in the summer and fall (when suspended matter was distinctly higher in organic content) than in the spring (when the suspended load is dominated by mineral sediment).

Association of the residues with the plant phase may occur for the soluble compounds by means of absorption and, for the relatively less soluble compounds, by adsorption on the outer vegetative surfaces (Cope, 1965) and/or entrapment by the plants of sediment-associated contaminants. As β-HCH, γ-chlordane and DDE indicate equal or greater accumulation in the plant than in the sediment phase, both mechanisms are likely in operation. The rapid conversion of DDT to DDE may be responsible for the absence of the intermediate form DDD in suspended sediment; DDD is found only in plant material. However, the absence of DDD in sediment may be due to dilution of sediment-DDD by additions of DDD-free sediment during downstream transport, an intrinsic association of DDD with plant matter, or differing rates of DDT decomposition in sediment and plants. The increasing frequencies of successive metabolites of DDT in plants suggest that degradation is occurring with accumulation of metabolites through time. The soluble 1,3,5-chlorobenzene and 1,2,4-chlorobenzene isomers are likely absorbed by plants from the water phase during the growing season.

The solubilities of the compounds are inversely related to the tendency to adsorb to solids. Distribution adsorption constants (Kd) are experimentally determined values that express the partitioning of a compound between sediment and water phases. Values are not available for many of the residues considered here. Field-derived Kd values are essentially those that are expressed in Figure 9, with the inclusion of the plant phase.

SUMMARY AND MANAGEMENT IMPLICATIONS

Over the six-month period (May–October) for which we have data, water chemistry is significantly influenced by suspended sediment. For most elements the six-month load is largely delivered during the two months of high water. During this brief period, the influence of Calgary and Lethbridge cannot be detected in the downstream direction because of large tributary inputs of suspended sediment. High "total" element concentrations are produced almost without exception by the large amounts of sediment included in this analysis. Filterable concentrations of many heavy metals are not detectable either in spring or at other times. The correspondence of suspended sediment chemistry with bank material during high spring flow indicates that suspended sediment chemistry is at background levels and is not of biological relevance in that season.

During low flow periods when suspended sediment concentrations are very low, urban inputs from Calgary and Lethbridge can be easily detected immediately downstream. There is, however, indirect but consistent evidence which suggests that subsequent downstream decreases in "total" and "filterable" levels of phosphorus and detectable metals are due, at least in part, to dilution of enriched suspended matter by bank collapse and tributary inputs of unenriched sediments. Interpretations of downstream reductions of nutrient and contaminants must, therefore, be treated with caution unless, as in this study, direct measurements of contaminants and of phosphorus species are made on sediments and biomass.

Phosphorus

Total phosphorus is dominated by particulate-associated phosphorus during high water periods. At other times TP and TDP initially increase below Calgary and Lethbridge and then decline downstream. As these decline there is a progressive loss of TDP, with commensurate increase in the proportion of TP associated with particulate matter. In summer and fall, TDP is reduced to BR85 (background) levels by BR36, a river distance of some 240 km. Total phosphorus values, however, are significantly higher than background.

Total and filterable phosphorus are useful measures in characterizing spatial and temporal changes in phosphorus flux. For management purposes both variables are required to characterize the conversion of TDP (as a surrogate for bioavailable P) to particulate form, the loss of phosphorus load as TP concentrations change in a downstream direction, and the total phosphorus flux, given that the particulate fraction does contain phosphorus which can become bioavailable under certain sink conditions. The chemical measures do not account for the large loads of phosphorus that are associated with biomass.

The particulate load comprises unavailable apatite-P, and potentially available NAI-P and O-P. While these latter two forms may not be important in the fluvial environment, they can be significant in a sedimentary environment, especially under reducing conditions. Large apatite loads dominate the particulate-P load during spring high-water periods, while the NAI-P and O-P fractions predominate in other seasons.

For downstream management purposes, sediment-associated phosphorus forms should be characterized on a seasonal basis within each watershed. Since there is little variability between sites during high flows in spring, the choice of site at that time is probably not critical. At other times of the year there is progressive downstream change; therefore, choice of site becomes important. For management purposes, it is only necessary to characterize phosphorus species on a few sediment samples. While temporal and analytical variation can be expected from any one site over a single hydrologic season, it is neither cost-efficient nor scientifically defensible to determine speciation variance in view of the many other forms of variance introduced in the process of calculating a sediment-associated phosphorus load over an extended period (Ongley *et al.*, 1977).

For most management purposes adequate spatial characterization of phosphorus can be obtained by TP and TDP. Although TDP is not directly related to bioavailable P, TP-TDP does measure the change from solute to unavailable (in rivers) phosphorus. This is important, as the data indicate that there is a large and potentially available (in a reservoir context) sediment-associated phosphorus load in low flow months when suspended sediment concentrations are very low.

For management purposes aquatic plants present advantages and disadvantages. They extract phosphorus (and other elements) from the water column, thereby effecting in-stream tertiary treatment. However, the accumulated phosphorus loads can be released back to the aquatic system during senescence. As there is no permanent sink for organic detritus in a flowing system, the decay products are transported downstream to a sink environment.

For monitoring purposes, phosphorus concentration in macrophytes appears not to be a useful indicator of nutrient stress. Total-P in plants reflects not only bioassimilated-P but also phosphorus associated with entrapped mineral material and precipitates. Changes in TDP are not directly reflected by plant-P, as plants concentrate phosphorus to a greater extent in nutrient-poor waters. Because bottom sediments are too coarse to provide any significant nutrient source to aquatic plants in either river, productivity in nutrient-poor environments appears to be controlled by seeding from upstream. Because of luxury uptake, plants can survive for extended periods in nutrient-poor water. Sewage control programs should not, therefore, disregard the impact of short-term releases of nutrient-rich effluent which may make other control programs ineffective.

Efforts to model productivity using chemical data should take into account, therefore, the influence of downstream seeding by opportunistic species and the frequency, duration and seasonality of uncontrolled effluent discharges. Also, it should be noted that the hydraulic behaviour of the Bow River during high flow serves to disrupt and/or destroy the rooting environment of macrophytes. In this sense, river hydrology serves as a natural control on macrophyte growth over the longer term.

The determination of phosphorus loadings in rivers with a significant macrophyte or sessile algal population requires the measurement of plant-associated phosphorus. The phosphorus load in the Bow River below Calgary is up to two orders of magnitude higher than that measured as chemical flux by conventional variables.

Heavy Metals

Most filterable and many "total" measurements of metals in water are below conventional detection limits. In spring, metal levels tend to be approximately tenfold higher than in other seasons, mainly due to the high concentrations of suspended matter and, to a lesser extent, due to changes in particle size distribution.

Detectable total metals in spring tend to illustrate an increasing downstream concentration, reflecting sediment inputs from tributaries. At other times of the year the water data for trace metals are too incomplete to determine metal behaviour in space or time. This is a serious and limiting attribute of conventional chemical measures. For metals which are found in detectable concentrations, water chemistry provides no clearly defined

downstream trends nor, with the exception of spring data, pronounced seasonal differences. By comparison, suspended sediment and plant data both illustrate spatial trends and, for suspended matter, clear seasonal differences.

Metals on suspended sediments show significant enrichment immediately below the two urban areas during low flow periods. By comparison, spring data show lowest metal concentrations reflecting sediment inputs of diffuse source origin from tributaries. The chemistry of spring sediments is very similar to the bedrock into which the rivers are incised.

The behaviour of sediment-associated metals during low flow below Calgary and Lethbridge varies amongst metals. In general, there is a peak below these centres followed by a decline. Most metals illustrate a small peak at Bassano Dam, suggesting that a variety of metals are mobilized from Bassano sediments during summer and fall. Significantly, peaks in sediment-associated metals at Bassano are paralleled by peaks in plant metal levels, suggesting that metal mobilization occurs in plant accessible form. There is a similar peaking of several metals on suspended sediment and in aquatic plants at Taber on the Oldman River. Because there is no sedimentary source such as that at Bassano, we presume there is a significant point or diffuse source somewhere between Coaldale and Taber.

Because suspended sediment is mobile, the decline during low flow of sediment-metal concentrations downstream from point sources is surprising. It is unlikely that desorption occurs between BR2 and BRCY, where many sediment-metals have returned to values close to those immediately upstream from Calgary (BR85). Reductions are likely caused by additions of suspended sediment having low background chemistry from tributaries in this reach. Similarly, reduction in sediment-metal concentrations below the secondary peak at Bassano may be explained by sediment inputs from bank collapse which occurs with considerable frequency in the lower reach of the Bow River. A similar explanation may apply to the reductions in sediment-metal levels below Lethbridge on the Oldman River, where collapse of poorly consolidated bedrock banks is frequently observed.

Unlike suspended sediment, macrophytes and filamentous algae are immobile and serve as natural integrators of ambient bioavailable chemicals in transit in the water column. Generally, plants display downstream trends similar to sediment-associated metals, especially for Ni, Zn, Cd and Pb in macrophytes of the Bow River. Elevated levels of metals in plants usually occur over short distances below a point source; they are not attenuated in the downstream direction as in the case of suspended sediment. Also, the amplitude of change in concentration from background to enriched is less than for suspended sediment-associated metals. Plant-associated metals in the Oldman River peak below Lethbridge and again at the Taber site.

Rooted macrophytes and filamentous algae appear to offer a useful alternative to conventional chemical measurements for the determination of patterns of heavy metal stress in these river systems. Plants not only integrate metal uptake through time but also are a measure of metal bioavailability. A major disadvantage of conventional total metal analysis in water samples is that it does not indicate the fraction which is bioavailable; this is especially limiting when filterable metals are below detection. As our data show, metals that are not detectable in water are easily found in aquatic plants. Plant data indicate that bioavailable metals are diminished to nearly background levels by Carseland on the Bow River; this observation is not possible with water or suspended sediment chemistry.

Significant plant uptake implies a major loading which is temporarily stored in biomass. With the exception of iron, loadings of metals in biomass greatly exceed measured chemical flux. While this is of little consequence for studied reaches, the potential for loading downstream sedimentary environments with degradable organic debris and consequent release of metals may be significant. The degree to which this could be a problem in the South Saskatchewan system is not known. Significant storage of metal (and phosphorus) loads in biomass, however, does imply that metal (and phosphorus) loads calculated from conventional data are greatly in error regardless of the frequency of chemical measurements.

Organochlorine Residues

Of the suite of organochlorine residues scanned, only the following residues were detected: 1,3,5-chlorobenzene, 1,2,4-chlorobenzene and 1,2,3-chlorobenzene; α-HCH and β-HCH; α-chlordane; dieldrin; DDE/DDD/DDT; and PCBs. These were found at or near detection limits. Significantly, only the chlorobenzenes and α-HCH were routinely detectable in "total" water samples. The remaining detectable substances are associated primarily with suspended matter and/or plant material. Results indicate that many organochlorine residues preferentially associate with one or more of the sediment/plant/water phases.

The management implications of the organochlorine residue levels lie largely in the practical application of suspended sediment and/or biomass as appropriate media

for monitoring many residues which cannot be detected in bulk water samples. Although not investigated here, the use of aquatic plants for detection of modern, more soluble and degradable biocides has great potential significance.

As noted for metals and phosphorus, large volumes of water and high suspended sediment concentrations of diffuse source origin in spring reduce, especially for chlorobenzene isomers, the ability to detect residues. This poses a problem for agencies, insofar as the close association of residues of low solubility with suspended sediment implies that the bulk of the annual load of these substances occurs during short periods of high flow when these substances are most difficult to detect. Although plant-associated loadings of organochlorine residues were not calculated, it is likely that the consistent relationship of certain residues with plant matter represents a significant and unmeasured load of potential downstream consequence.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by a combination of research grants and contracts to one of the authors (Ongley) while he was at Queen's University, including the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), Inland Waters Directorate of Environment Canada, and the Toxic Contaminants Management Program of Environment Canada. Many individuals and agencies contributed to this research program. In particular, we are grateful to R.J. Allan (at the time Chief, National Water Research Institute, Western and Northern Region) for encouraging work in the very large river systems of southern Alberta; to K. Exner and D.N. Graveland of Alberta Environment for material support and advice; to A. Lutz and R. Woychuck for mercury analyses on sediments and in water, respectively; and to S. Painter for advice on phosphorus speciation for organic matter. Discharge data were provided by the Water Survey of Canada. Alberta Environment (Water Quality Control Branch) played a key role insofar as that agency was undertaking a parallel program on nutrient cycling and provided logistic and analytic support (TP, TDP) within the overall structure of their South Saskatchewan River program. Alberta Environment kindly provided the biomass data and critically reviewed an earlier version of the manuscript. The material included in this report has been extensively revised from an earlier project report (Ongley and Blachford, 1982a).

REFERENCES

Bjerkelund, I.E. and E.D. Ongley. 1980. Heavy metal uptake by *Cladophora* below the Guelph sewage treatment plant, Ontario. Abstracts of 23rd Conference on Great Lakes Research, International Association for Great Lakes Research, 49 pp.

Blachford, D.P. 1982. Spatial and temporal trends in the fluvial transport of metals and phosphorus in the Bow and Oldman rivers, Alberta. Unpublished MSc. Thesis, Dept. of Geography, Queen's University, Kingston, Ontario.

Canada West Foundation. 1982. Nature's Lifeline: Prairie and Northern Waters. Calgary, Alberta, 467 pp.

Carignan, R. 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 243-247.

Carignan, R. and J. Kalff. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? Science, 207: 987-989.

Cope, O.B. 1965. Contamination of the freshwater ecosystem by pesticides. J. Appl. Ecol. 3(suppl.): 33-44.

Dean, W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition. J. Sediment. Petrol. 44: 242-248.

Environmental Council of Alberta. 1982. Irrigation Agriculture in Alberta. ECA 81-17/I88, Edmonton, 74 pp.

Gerloff, G.C. and P.H. Krombholz. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. Limnol. Oceanogr. 11: 529-537.

Gibbs, R.J. 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon rivers. Geol. Soc. Amer. Bull. 88: 829-843.

Hague, R., P.C. Kearney and V.H. Freed. 1977. Dynamics of pesticides in aquatic environments. *In* Pesticides in the Aquatic Environment, edited by M.A.Q. Khan, Plenum Press, New York, pp. 39-52.

Joseph, H.C. 1982. A study of heavy metal transport in irrigation return flows of southern Alberta. Unpublished MSc. Thesis, Dept. of Geography, Queen's University, Kingston, Ontario.

Joseph, H.C. and E.D. Ongley. The effect of irrigation return flows on water quality in southern Alberta. In preparation.

Mayer, T. and J.D.H. Williams. 1981. Modified procedure for determining the forms of phosphorus in freshwater sediments. Technical Bulletin No. 119, Inland Waters Directorate, National Water Research Institute, Environment Canada, 8 pp.

Ongley, E.D. 1982a. Information requirements for water quality management: A reflective appraisal of present practices and future requirements. *In* Water Quality Management: Monitoring Programs and Diffuse Runoff, edited by B.T. Hart, Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology and Australian Society for Limnology, Melbourne, pp. 7-21.

Ongley, E.D. 1982b. Influence of season, source and distance on physical and chemical properties of suspended sediment. *In* Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield, Proc. of the Exeter Symposium, July 1982, IAHS Pub. No. 137, pp. 371-383.

Ongley, E.D. and D.P. Blachford. 1982a. Nutrient and Contaminant Pathways in the Bow and Oldman Rivers, Alberta, 1980-1981. Final Report to Environment Canada, Contract 05490-00056, 107 pp.

Ongley, E.D. and D.P. Blachford. 1982b. Application of continuous-flow centrifugation to contaminant analysis of suspended sediment in fluvial systems. Environ. Technol. Lett. 3: 219-228.

Ongley, E.D., M.C. Bynoe and J.B. Percival. 1981. Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek, Ontario. Can. J. Earth Sci. 18: 1365-1379.

Ongley, E.D., J.G. Ralston and R.L. Thomas. 1977. Sediment and nutrient loadings to Lake Ontario: methodological arguments. Can. J. Earth Sci. 14: 1555-1565.

Pionke, H.B. 1977. Forms and sediment associations of nutrients, pesticides and metals: pesticides. *In* The Fluvial Transport

of Sediment-Associated Nutrients and Contaminants, edited by H. Shear and A.E.P. Watson, IJC/PLUARG, Windsor, Ontario, pp. 199-216.

Prairie Farm Rehabilitation Administration. 1980. Report on Determination of River Distances for the Saskatchewan-Nelson River Basin. PFRA, Hydrology Division, Hydrology Report No. 95. Regina, Saskatchewan, 97 pp.

Tessier, A., P.G.C. Campbell and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51: 844-851.

Weber, J.B. 1972. Interaction of organic pesticides with particulate matter in aquatic soil systems. *In* Fate of Organic Pesticides in the Aquatic Environment, edited by R.F. Gould, Am. Chem. Soc., Washington, D.C., pp. 55-120.

Williams, J.D.H., J.-M. Jaquet and R.L. Thomas. 1976. Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie. J. Fish. Res. Board Can. 33: 413-429.

Wong, S.L. and B. Clark. 1976. Field determination of the critical nutrient concentrations for *Cladophora* in streams. J. Fish. Res. Board Can. 33: 85-92.

Environnement Canada Environment Canada

Cheminement biogéochimique du phosphore, des métaux lourds et des résidus organochlorés dans les rivières Bow et Oldman, en Alberta, en 1980-1981

D.P. Blachford et E.D. Ongley

ÉTUDE N° 138, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA, CANADA, 1984

(Available in English on request)

Canada

Environnement Canada Environment Canada

Cheminement biogéochimique du phosphore, des métaux lourds et des résidus organochlorés dans les rivières Bow et Oldman, en Alberta, en 1980-1981

D.P. Blachford et E.D. Ongley*

*Chef, Institut national de recherche sur les eaux, région du Nord et de l'Ouest, Institut des eaux douces, Winnipeg.

ÉTUDE N° 138, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA, CANADA, 1984

(Available in English on request)

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1984

Nº de cat. En 36-502/138F

ISBN 0-662-92918-7

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
ZONE D'ÉTUDE	2
MÉTHODES	4
Choix des emplacements et stratégie d'échantillonnage	4
Eau	5
Sédiments	5
Plantes aquatiques	6
Fiabilité des données	7
RÉSULTATS ET DISCUSSION	7
Caractéristiques physiques des sédiments en suspension	7
Phosphore	9
Eau	9
Phosphore des sédiments en suspension	12
Phosphore des plantes aquatiques	12
Conséquences en gestion de la biomasse	15
Métaux	15
Eau	15
Métaux des sédiments en suspension	26
Métaux des plantes aquatiques	27
Scénarios de charge	28
Résidus organochlorés	30
RÉSUMÉ ET CONSÉQUENCES EN AMÉNAGEMENT	31
Phosphore	33
Métaux lourds	34
Résidus organochlorés	35
REMERCIEMENTS	35
RÉFÉRENCES	36

Tableaux

1. Emplacements d'échantillonnage et dates	3
2. Distances entre les emplacements d'échantillonnage	3
3. Rapports d'enrichissement des plantes en phosphore	14
4. Concentrations de métaux dans les matériaux des berges	26
5. Charges estimatives de métaux lourds et de phosphore à l'embouchure des rivières Bow et Oldman, de mai à octobre 1980	29

Illustrations

		Page
Figure 1.	Emplacements sur les rivières Bow et Oldman, dans le sud de l'Alberta	2
Figure 2.	Hydrogramme du débit des rivières Bow (embouchure) et Oldman (près de Lethbridge), 1980-1981	4
Figure 3.	Concentrations des sédiments en suspension et leurs fractions organiques et minérales	8
Figure 4.	Granulométrie selon les saisons et teneur en matières organiques des sédiments en suspension	9
Figure 5.	Concentrations de phosphore total et dissous dans l'eau	10
Figure 6.	Formes du phosphore dans les sédiments en suspension	11
Figure 7.	Formes du phosphore dans les plantes aquatiques	13
Figure 8a.	Concentrations de manganèse dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	16
Figure 8b.	Concentrations de nickel dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	17
Figure 8c.	Concentrations de fer dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	18
Figure 8d.	Concentrations de cuivre dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	19
Figure 8e.	Concentrations de plomb dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	20
Figure 8f.	Concentrations de zinc dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	21
Figure 8g.	Concentrations de cobalt dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	22
Figure 8h.	Concentrations de chrome dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	23
Figure 8i.	Concentrations de cadmium dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	24
Figure 8j.	Concentrations de mercure dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman	25
Figure 9.	Répartition saisonnière des chlorobenzènes, organochlorés et BPC dans les rivières Bow et Oldman	32

Résumé

Le cheminement spatio-temporel du phosphore, des métaux et des organochlorés dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes a été déterminé dans les rivières Bow et Oldman. Des échantillons ont été prélevés au printemps, au début de l'été, à l'été et à l'automne de 1980 et 1981. Le caractère saisonnier de la granulométrie et de la teneur en matières organiques a été établi. On a évalué les données sur le cheminement en fonction de la possibilité de déterminer, d'après les renseignements classiques sur la qualité de l'eau, les formes et les causes des perturbations causées par les éléments nutritifs et les contaminants dans l'écosystème aquatique.

Les mesures du phosphore total et dissous caractérisent les changements saisonniers et les changements en aval du flux du phosphore. Il faut déterminer les formes du phosphore dans les sédiments afin de connaître celles qui sont potentiellement disponibles en aval et à différentes phases du cycle hydrologique. Les plantes aquatiques accumulent de grandes quantités de phosphore qui constituent un stock passablement plus important que celui qu'on détermine par les variables habituelles.

Les concentrations des métaux totaux et filtrables ne sont pas utiles dans la détermination des tendances spatio-temporelles. La plupart du temps, les concentrations filtrables sont inférieures aux limites de détection; les quantités totales décelables reflètent les concentrations dans les sédiments en suspension et la granulométrie. Les sédiments et les plantes sont des indicateurs des changements de la chimie du cours d'eau en aval. Les plantes constituent des indicateurs utiles de la partie assimilable du flux de métaux. L'accumulation de métaux dans les plantes se traduit par un stockage important mais temporaire dans la biomasse, qui peut influer notablement sur l'aval après la décomposition de la matière organique et la libération de métaux qui s'ensuit.

Les organochlorés peuvent se retrouver dans l'eau, les sédiments ou les plantes. Leur présence est considérablement sous-estimée par la méthode classique de caractérisation des composés uniquement à partir d'échantillons d'eau.

Abstract

Spatial and temporal pathways of phosphorus, metals and organochlorine compounds in water, suspended sediments and plants were identified in the Bow and Oldman rivers. Sampling was carried out during the spring, early summer, summer and fall discharge regimes of 1980 and 1981. Seasonality of particle size and organic content was assessed. Pathways information was evaluated in terms of the ability of conventional water quality information to identify patterns and causality of nutrient and contaminant stress in the aquatic ecosystem.

Total and dissolved phosphorus measures characterize seasonal and downstream changes in phosphorus flux. Sediment-phosphorus speciation is required to identify phosphorus forms which are potentially available at downstream locations and at different stages of the hydrologic regime. Aquatic plants accumulate large quantities of phosphorus and represent a load significantly greater than that determined from conventional variables.

Total and filterable concentrations of metals are not useful in identifying spatial and temporal trends. Most filterable levels are below detection limits; total levels that are detectable reflect suspended sediment concentrations and particle size. Sediments and plants do indicate downstream changes in river chemistry. Plants are useful indicators of the available component of metal flux. Metal accumulation in plants implies a major loading which is temporarily held in biomass and which may be of downstream significance after decay of the organic material and consequent release of metals.

Organochlorine compounds associate with one or more of the water, sediment or plant phases. Conventional characterization of the compounds only in the water medium may greatly underestimate their presence.

Cheminement biogéochimique du phosphore, des métaux lourds et des résidus organochlorés dans les rivières Bow et Oldman, en Alberta, en 1980-1981

D.P. Blachford et E.D. Ongley

INTRODUCTION

Pour protéger efficacement le milieu aquatique, il faut comprendre les processus qui régissent le comportement des matières nutritives et des contaminants. La réalisation des programmes conventionnels de surveillance de la qualité des eaux dépend des concentrations de contaminants totaux et, si possible, filtrables. Les méthodes actuelles permettent de préciser l'état ambiant du plan d'eau au moment de l'échantillonnage et sont utiles pour vérifier si la teneur en substances non transformées est conforme aux objectifs de qualité des eaux (Ongley, 1982a). Cependant, l'information obtenue est inadéquate, tant dans le cas des substances qui dépendent du débit que pour la gestion globale du réseau; en outre, ses possibilités sont assez restreintes, pour ce qui est de décrire les éléments spatio-temporels du flux de produits chimiques, tant sous le rapport de la source située en amont que des conséquences en aval. La préoccupation première étant la composition chimique des eaux, elle empêche généralement de tenir compte des facteurs écologiques et des conséquences environnementales.

On dispose de plus en plus de rapports de recherche sur l'utilisation des sédiments et des organismes aquatiques pour préciser la qualité de l'eau. Les concentrations de contaminants sont beaucoup plus élevées dans les sédiments et organismes que dans l'eau elle-même : non seulement y sont-elles plus facilement décelables, mais encore permettent-elles de préciser chimiquement leur biodisponibilité et de supposer leur source. La relation des contaminants avec l'eau, les sédiments et les organismes est régie par les caractéristiques physico-chimiques du milieu fluvial, qui varient selon le lieu et la saison. En conséquence, la composition de l'eau, des sédiments et des organismes peut plus fidèlement préciser la qualité du réseau aquatique.

La présente étude porte sur deux grands tributaires de la rivière Saskatchewan-Sud, les rivières Bow et Oldman, qui possèdent chacune un lieu-source important, Calgary dans le cas de la Bow et Lethbridge dans celui de l'Oldman. Depuis une décennie, la population s'inquiète de la qualité de l'eau de la Bow en raison de la végétation dense de macrophytes enracinés, en aval des émissaires de Calgary et qui, en 1979, s'étendaient jusqu'au confluent des rivières Bow et Oldman. L'étude de ces rivières n'a pas été entreprise uniquement en raison des problèmes environnementaux de l'endroit, mais également parce que nous manquons de connaissances sur les cheminements biogéochimiques des matières nutritives et des contaminants dans les grandes rivières et particulièrement dans celles des Prairies. L'étude s'appuie sur d'autres qui ont porté sur des bassins petits ou moyens en Ontario (Bjerkelund et Ongley, 1980; Ongley et coll., 1981). Au contraire des rivières ontariennes, les rivières Bow et Oldman ne font pas l'objet d'affectations multiples et concurrentes des terres et sont conséquemment des réseaux fluviaux relativement simples, bien qu'importants, permettant la réalisation de recherches des cheminements sur une grande distance.

Les objectifs sont de préciser : (1) les cheminements biogéochimiques du phosphore, des métaux lourds et des organochlorés dans les eaux, les sédiments en suspension et les plantes aquatiques; (2) les caractéristiques de cheminement en termes de régimes de débit habituels dans les rivières des Prairies; (3) les cheminements, compte tenu du temps de transport, de la saisonnalité des sources ponctuelles ou diffuses et les lieux éventuels de chute; (4) les variations saisonnières et spatiales des composés chimiques et leurs rapports avec les caractéristiques hydrophysiques et les relevés conventionnels des formes chimiques totales et filtrables, ainsi que (5) la qualité de l'information sur les cheminements dans le contexte de l'efficacité des résultats obtenus par les méthodes conventionnelles, afin d'identifier les tendances et les causes du stress imposé à l'écosystème aquatique par les éléments nutritifs et les contaminants. Le présent rapport confirme et résume les observations détaillées de Blachford (1982) et d'Ongley et Blachford (1982a,b).

ZONE D'ÉTUDE

Les rivières Bow et Oldman prennent leur source dans les Rocheuses et traversent les plaines du sud de l'Alberta. Elles se rencontrent dans le sud-est de l'Alberta pour former la rivière Saskatchewan-Sud, grand cours d'eau interprovincial de l'ouest du Canada qui se jette dans la baie d'Hudson.

L'étude porte surtout sur les biefs en aval de Calgary, sur la Bow, et de Lethbridge, sur l'Oldman, jusqu'au confluent de l'île Bow, soit des distances de 366 et de 155 km respectivement (figure 1, tableaux 1 et 2). Les deux rivières possèdent chacune une grande source ponctuelle : Calgary (Bow) et Lethbridge (Oldman). Dans ces bassins ruraux, les seules sources diffuses sont les eaux d'irrigation et les quelques parcs d'engraissage situés sur les berges. Les principaux tributaires de la Bow sont la rivière Highwood et le ruisseau Arrowwood, tandis que la Petite-Bow se jette dans l'Oldman.

Les vallées des deux rivières recevaient les eaux des glaciers, à la fin du pléistocène. Leurs sédiments de fond proviennent de débris glaciaires et sont généralement très grossiers : graviers, moellons et gros cailloux. Du point de vue de la qualité des eaux, le fait que les sédiments de fond soient grossiers est très important, car l'absence de matériaux à granulométrie fine en quantités suffisantes empêche tout effet appréciable de source ou de source négative des matières nutritives et des contaminants dans les matériaux de fond. Bien qu'il puisse y avoir des sédiments fins en suspension dans les sédiments de fond à cause de l'existence de gradients hydrauliques dans le lit, on peut supposer que le transport des sédiments en suspension se

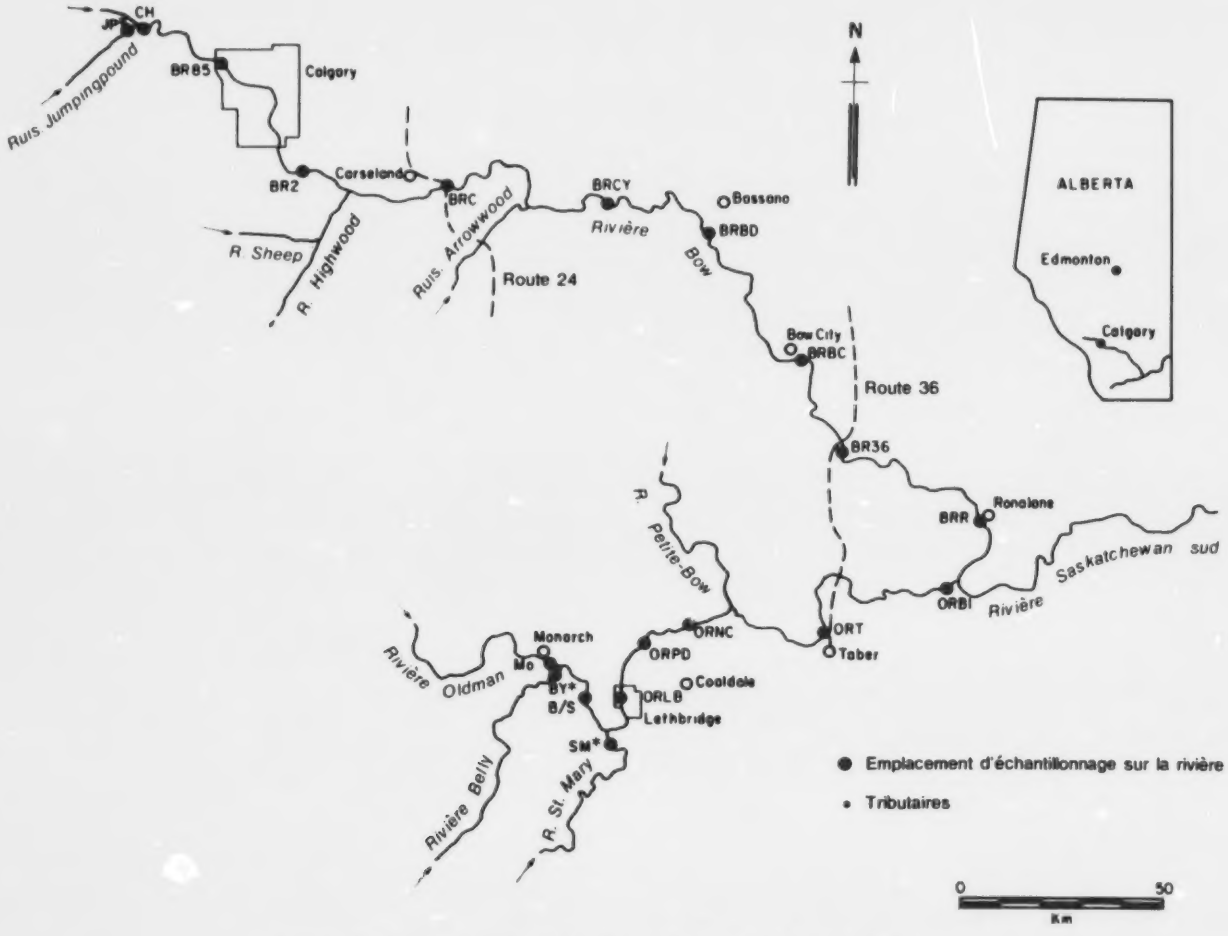

Figure 1. Emplacements sur les rivières Bow et Oldman, dans le sud de l'Alberta.

Tableau 1. Emplacements d'échantillonnage et dates

Emplacement	Code de lieu	Juin 1980	Juillet-août 1980	Septembre-octobre 1980	Mai 1981
Rivière Bow					
En amont de Calgary, pont de la 85e rue	BR85	80-06-26	80-07-29	80-10-03	81-05-25
En aval de l'usine d'épuration de Calgary (*Steer's Ranch*)	BR2	80-06-27	80-07-30	80-10-04	81-05-26
En aval de déversoir de Carseland, à la route 24	BRC	80-06-28	80-07-31	80-10-05	81-05-27
Rivière Bow, près de Cluny, à la route 842	BRCY	80-06-28	80-08-01	80-10-06	81-05-28
Rivière Bow, en aval du barrage de Bassano	BRBD	80-06-29	80-08-02	80-10-07	81-05-29
Rivière Bow, à Bow City (route 539)	BRBC	80-06-29	80-08-04	80-10-09	81-05-30
Rivière Bow, à la route 36	BR36	80-06-30	80-08-05	80-10-10	81-05-30
Rivière Bow, au canal d'évacuation de Ronalane (route 524)	BRR	80-06-30	80-08-06	80-10-11	81-05-31
Rivière Oldman					
Lethbridge, route 3	ORLB	80-06-22	80-08-13	80-09-26	81-05-19
En aval de Lethbridge, près du drain de Piyami	ORPD	80-06-23	80-08-14	80-09-27	81-05-20
Route 845, près de Coaldale	ORNC	80-06-23	80-08-15	80-09-28	81-05-21
Route 864, près de Taber	ORT	80-06-24	80-08-16	80-09-29	81-05-21
En amont de la rivière Saskatchewan-Sud, à Grand Forks	ORBI	80-06-24	80-08-18	80-10-01	81-05-22
Emplacements secondaires sur la rivière Oldman					
Rivière Oldman, en aval de Monarch (aval de la route 3)	Mo	80-06-22			
En amont du confluent de la rivière Belly	BY*	80-06-22			
Rivière Oldman, entre les rivières Belly et St. Mary	B/S	80-06-22			
En amont du confluent de la rivière St. Mary	SM*	80-06-22			
Ruisseau Jumpingpound	JP*				81-05-24
Rivière Bow, à Cochrane	CH				81-05-24

*Échantillonnage à l'embouchure des tributaires de la rivière Oldman.

Tableau 2. Distances (km) entre les emplacements d'échantillonnage

Emplacement	Distance	Cumulatif
Rivière Bow		
BR85	0	0
BR2	43.1	43.1
BRC	47.8	90.9
BRCY	77.0	167.9
BRBD	46.3	214.2
BRBC	60.3	274.5
BR36	31.5	306.0
BRR	59.6	365.6
Rivière Oldman		
Mo	0	0
BY*	9.2	9.2
SM*	32.2	41.4
ORLB	14.3	55.7
ORPD	25.5	81.2
ORNC	17.9	99.1
ORT	42.9	142.0
ORBI	68.8	210.8

*Au confluent de l'Oldman.

Source : Report on Determination of River Distances for the Saskatchewan-Nelson River Basin, ARAP, rapport d'hydrologie nº 95, 1980.

fait vers l'aval en raison de la vitesse du courant. Dans la zone étudiée, il n'y a pas de véritables milieux de décantation. Le barrage Carseland n'est en fait qu'un grand déversoir à la capacité de stockage négligeable, tandis que le barrage Bassano est presque entièrement envasé depuis de nombreuses années.

Dans les deux régions, les formations de soubassements qui prédominent sont des dépôts marins peu profonds de grès et de schiste à demi consolidés, recouverts de grands dépôts argileux non consolidés. Les berges non stables sont une source inépuisable de sédiments fins. La teneur en sel de ces dépôts d'eau saumâtre a des effets considérables sur la qualité des eaux de drainage qui, à leur tour, salinisent les rivières réceptrices (*Environmental Council of Alberta*, 1982). Même si le climat sec des plaines n'influe pas directement sur la qualité de l'eau, ses effets indirects sont loin d'être négligeables, car l'irrigation se pratique sur une vaste échelle, dans le sud de l'Alberta, ce qui fait que l'on puise de grandes quantités d'eau des deux rivières, surtout à Carseland et à Bassano sur la Bow, à Brocket sur l'Oldman et des rivières St. Mary et Belly (tributaires de l'Oldman, figure 1). On ne connaît pas de

formations aquifères dans la région des deux rivières, mais il y a des formations de surface dans les dépôts pléistocènes de la vallée de l'Oldman et dans la moitié supérieure de la zone étudiée, dans celle de la Bow (*Canada West Foundation*, 1982). Dans le cas de l'Oldman, les eaux souterraines superficielles ne jouent aucun rôle dans le régime hydrologique, entre Lethbridge et l'embouchure de la rivière (Relevés hydrologiques du Canada, comm. pers.).

MÉTHODES

Choix des emplacements et stratégie d'échantillonnage

Dans le choix des lieux d'échantillonnage, nous avons tenu compte des sources ponctuelles et diffuses, de l'accessibilité et des zones de dépôt sur la rivière. Le programme portant sur l'effet des débits d'eaux usées en aval de Calgary (Bow) et de Lethbridge (Oldman), nous avons choisi sur chaque rivière un emplacement de référence, immédiatement en amont des zones urbaines (BR85 et ORLB; figure 1 et tableau 1). En aval, les emplacements (emplacements principaux, figure 1) sont à peu près équidistants. Les distances entre les emplacements rendent compte de la logistique et des différences géochimiques constatées antérieurement en aval (Ongley et coll., 1981).

Les principaux tributaires de la Bow en aval de Calgary sont la rivière Highwood et le ruisseau Arrowwood (figure 1); en outre, il y a un certain nombre d'écoulements restitués et de parcs riverains d'engraissage. Les principaux affluents de l'Oldman sont les rivières St. Mary et Belly, immédiatement en amont de Lethbridge, et la Petite-Bow, en aval. Il y a plusieurs écoulements restitués à l'Oldman, ainsi qu'à la Petite-Bow. Une des sources ponctuelles de l'Oldman est la sucrerie de Taber. Tel qu'indiqué plus loin, il semblerait qu'il y ait d'autres sources importantes de l'Oldman mais non identifiées en amont de Taber.

Aux endroits choisis en juin 1980 sur l'Oldman, nous avons ajouté des emplacements secondaires d'échantillonnage (figure 1), afin de déterminer la nature physique et géochimique des sédiments et de l'eau des rivières Belly et St. Mary et leurs effets combinés sur l'Oldman, à l'époque où cette dernière en reçoit de grandes quantités de sédiments. Sur la Bow, nous avons ajouté des emplacements à ceux choisis au printemps 1981 afin d'y avoir un emplacement secondaire de base (CH) et pour préciser l'apport géochimique du ruisseau Jumpingpound (JP*) à l'époque où il déversait beaucoup de sédiments en suspension dans la Bow, en amont de Calgary.

Les effets saisonniers sur les caractéristiques chimiques des substances dissoutes, des solides et des plantes aquatiques ont été évalués par prélèvement d'échantillons en régime de débit saisonnier typique des rivières des Prairies. La figure 2 illustre la position de chaque série d'échantillonnage sur les hydrogrammes annuels. Les échantillons ont été prélevés au début de l'été (juin), pendant l'été (juillet-août) et à l'automne (septembre-octobre) de 1980, ainsi qu'au début du printemps (mai) 1981. Les échantillons du début de l'été 1980 (juin) ont été prélevés à une époque non saisonnière de débit et de transport élevés des sédiments, provoqués par des précipitations importantes dans la région et s'ajoutant aux effets de la fonte des neiges dans les montagnes. Les prélèvements du printemps 1981 coïnci-

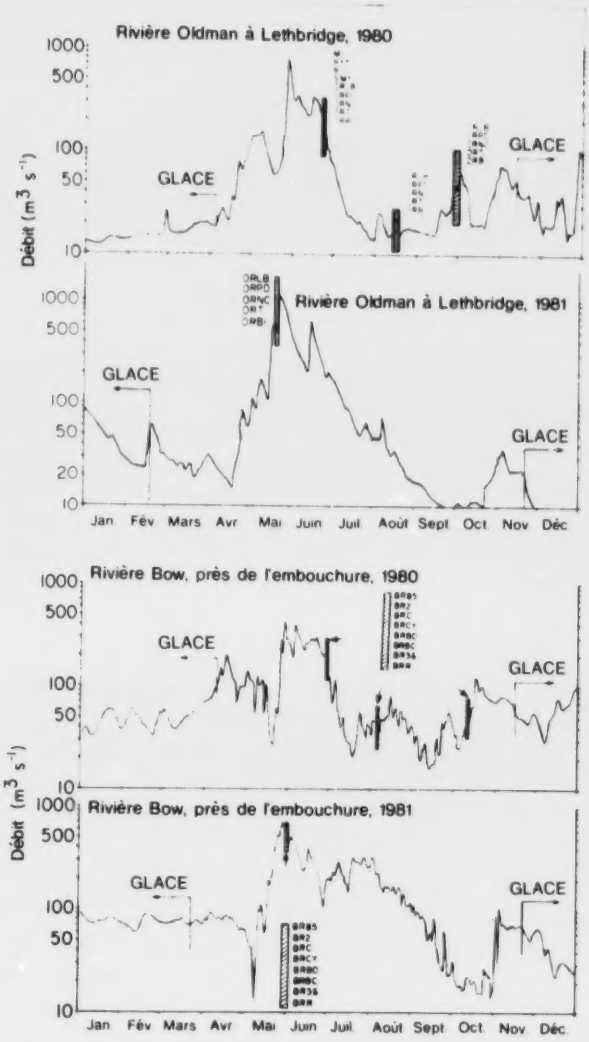

Figure 2. Hydrogramme du débit des rivières Bow (embouchure) et Oldman (près de Lethbridge), 1980–1981. Périodes d'échantillonnage indiquées. Relevés hydrologiques du Canada.

daient avec les débits de pointe dus à la fonte des neiges dans les avant-monts et les précipitations considérables dans tout le sud de l'Alberta. Dans le cours inférieur de la Bow, à l'été 1980, les échantillons ont été pris à une époque où les niveaux d'eau variaient en raison des prélèvements d'eau pour l'irrigation et des pluies fréquentes. La série de l'automne 1980 s'est faite sous des conditions hydrologiques très stables.

Des prélèvements ont été effectués aux endroits choisis, en séquences vers l'aval, fournissant l'approximation la plus rapprochée possible du temps de déplacement (échantillonnage synoptique hydrologique) avec l'équipement utilisé. Les données sur les sédiments en suspension pour chacun des emplacements principaux représentent un échantillon intégré dans le temps, de 0.3 h au printemps 1981 à 6 h à l'été et à l'automne 1980. La durée d'échantillonnage varie en fonction des concentrations de sédiments en suspension dans l'eau.

Certains écoulements d'irrigation restitués du secteur visé ont été étudiés concurremment de juin à septembre 1980. Les chercheurs ont analysé la teneur en métaux et en phosphore de l'eau et des sédiments en suspension. L'apport géochimique des débits restitués à la Bow et à l'Oldman est décrit par Joseph et Ongley (en préparation).

Eau

Des échantillons d'eau ont été prélevés aux emplacements principaux pendant chacun des régimes de débit, ainsi qu'aux emplacements auxiliaires, tel que mentionné ci-dessus : les échantillons pour l'analyse de la teneur en métaux (Fe, Mn, Ni, Pb, Zn, Co, Cd, Cu, Cr) ont été recueillis dans des bouteilles de polypropylène Nalgene à chaque endroit, près de la surface, au tiers et aux deux tiers de la distance entre les deux rives. Dans certains cas, en raison de la vitesse du courant ou de la profondeur excessives, les échantillons n'ont pu être prélevés qu'à proximité de la pompe de charge de la centrifugeuse à débit continu. Le filtrage s'est effectué sur place, d'abord à l'aide d'entonnoirs de verre en borosilicate, puis d'entonnoirs filtrants Sartorius en polystyrène. La filtration s'est effectuée dans un filtre Gelman en fibres de verre (afin d'enlever les sédiments grossiers) monté sur un filtre à membrane Millipore à ouverture de 0.45 μm. Les échantillons d'eau totale et filtrée ont été traités à l'acide nitrique concentré, pour obtenir une concentration finale de 2.0 mL/L, et entreposés à 4 °C.

Pour l'analyse des métaux, l'eau a été amenée à une concentration de 10 fois la concentration d'origine, puis soumise à une digestion au HNO_3 chaud concentré, lixiviée au HCl à 10 % et analysée par spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme, avec subdivision de 10 % des échantillons, blancs en sus. Plusieurs sous-échantillons d'eau totale ou filtrée ont été prélevés pendant les travaux sur place. On a mis de côté, à chaque endroit, des échantillons d'eau distillée amenée afin de vérifier s'il y avait eu contamination.

Pour les dosages du phosphore, du mercure total et des contaminants organiques, les échantillons ont été prélevés aussi près que possible du milieu de la rivière. Pour le phosphore et le mercure, des bouteilles pré-traitées ont été fournies par *Alberta Environment* et l'Institut des eaux douces. Les échantillons d'eau brute pour analyse des contaminants organiques ont été recueillis directement dans des bouteilles Boston de 1000 mL ambrées, lavées au préalable dans de l'acétone distillée sur verre et étuvées toute la nuit à 280 °C. Les capsules des bouteilles ont été garnies de téflon nettoyé à l'acétone et couvertes d'une feuille d'aluminium également rincée à l'acétone. Chaque bouteille contenait 100 mL de dichlorométhane et a été remuée et retournée pendant 5 min après la cueillette. Cette façon de procéder, découlant de l'expérience des laboratoires des produits antiparasitaires du ministère de l'Environnement et de la Fondation de recherche de l'Ontario, permet de mieux conserver les contaminants organiques des échantillons car, dans la présente étude, il fallait les entreposer plusieurs semaines à 4 °C avant de les analyser.

Les échantillons de P total et de P dissous total dans l'eau ont été recueillis deux fois à chaque endroit et *Alberta Environment* en a précisé le dosage par les méthodes habituelles. Le dosage du mercure total a porté sur une saison entière, soit le printemps 1981 (échantillons en double) et a été fait à l'Institut national de recherche sur les eaux, à Winnipeg. L'analyse des organochlorés a été effectuée en double par chromatographie en phase gazeuse avec diverses garnitures et conditions de capillarité, à la Fondation de recherche de l'Ontario. Le lecteur trouvera dans Blachford (1982) une étude sur la précision de toutes les méthodes.

Sédiments

Les sédiments en suspension ont été recueillis au début de l'été, à l'été, à l'automne et au printemps, aux emplacements principaux, et au début de l'été, aux emplacements auxiliaires. Des échantillons en vrac des sédiments en suspension ont été recueillis sur place à l'aide d'une centrifugeuse Envirodata Sedisamp à débit continu (Ongley et Blachford, 1982b). Tel que mentionné précédemment, ces échantillons représentent une intégration dans le temps de 0.3 h à plus de 6 h selon la concentration des sédiments en suspension. Les échantillons à centrifuger ont été prélevés

juste sous la surface de l'eau, afin d'éviter les débris flottants, et dans le courant principal de la rivière, habituellement au quart ou au tiers de sa largeur. Les lieux d'échantillonnage étaient très en aval des sources ponctuelles ou des affluents, de sorte que les eaux à prélever forment un mélange uniforme. La centrifugation sur place s'est effectuée à raison de 4 L/min, ce qui, par expérience, permet un maximum d'efficacité de récupération sous diverses conditions (répartition des particules selon les dimensions, viscosité, teneur en matières organiques et concentration des sédiments charriés). Cette façon de procéder, décrite par Ongley et Blachford (1982b), permet de recueillir le moins de sable possible tout en assurant une récupération représentative de la fraction limono-argileuse (géochimiquement active) dont, comme on le sait, la répartition verticale est uniforme (Ongley, 1982b).

Les échantillons centrifugés sur place ont été versés sous forme de boues dans des bouteilles Nalgene de 500 mL pré-traitées, maintenus à 4 °C jusqu'à 24 h et centrifugés ensuite en laboratoire pour récupérer les solides, qui ont été immédiatement surgelés et ultérieurement cryoséchés. Les échantillons centrifugés destinés au dosage des organochlorés ont été retirés de la centrifugeuse de campagne sous forme de boues qui ont été enveloppées dans une feuille d'aluminium rincée à l'acétone et immédiatement surgelées.

Les concentrations de sédiments ont été estimées de deux façons : d'abord selon le poids des sédiments recueillis par la centrifugeuse, en fonction du débit et de la période d'échantillonnage, corrigés en fonction de l'efficacité de la récupération; la deuxième méthode comportait la détermination gravimétrique d'une partie filtrée de l'eau amenée à la centrifugeuse au moyen d'un filtre de 0.45 μm. Aux fins des présentes, nous avons utilisé les résultats de la première méthode. Les erreurs n'y sont probablement pas plus importantes que celles inhérentes à la méthode gravimétrique, notamment dans le cas des faibles concentrations. Dans le premier cas, on obtient une moyenne intégrée dans le temps, et dans le second, une approximation instantanée.

La proportion de matières organiques dans les sédiments en suspension a été évaluée en calculant la perte au feu de petits échantillons. Les sédiments ont été séchés au four à 105 °C, pour être ensuite chauffés pendant 1 h à 550 °C (Dean, 1974). La granulométrie des sédiments a été analysée sur un appareil Micromeritics Sedigraph 5000D. Les échantillons ont été agités environ 1 h dans une solution de Calgon à 5 % afin d'en assurer la complète dispersion. Les résultats sont exprimés en «diamètre de sédimentation équivalent».

Les faibles quantités de sédiments en suspension n'ont pas permis d'utiliser les techniques d'extraction séquentielle (Gibbs, 1977; Tessier et coll., 1979). Les métaux dans les sédiments en suspension ont été soumis à une digestion au HNO_3 chaud concentré et au HCl à 10 %, avant de passer à la spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme. Par cette méthode, on peut déterminer la quantité totale de métal présente dans l'échantillon, sauf les métaux liés dans les réseaux de silicates des minéraux argileux. Les concentrations de métaux mesurées ont été réparties sur la fraction limono-argileuse de l'échantillon, après la granulométrie. Comme dans le cas de l'eau, le taux de répétition était de 10 %, en plus des blancs et des étalons appropriés.

Pour la séparation du phosphore des sédiments en suspension, on a utilisé la méthode de Williams et coll. (1976) décrite par Mayer et Williams (1981). Chaque échantillon est séparé en deux sous-échantillons : le premier sert au dosage du phosphore d'apatite (P-A) et des autres orthophosphates (P-NA), tandis que l'autre sert à déterminer le P total (PT) et le P organique (P-O). Le phosphore d'apatite (P-A) représente les orthophosphates présents dans les réseaux crystallins des grains d'apatite, tandis que P-NA couvre tous les autres ions d'orthophosphates présents dans l'échantillon des sédiments. Le phosphore organique (P-O) comprend tout le phosphore lié à des atomes de carbone dans des liaisons C-O-P ou C-P (Williams et coll., 1976).

Le dosage du mercure total et celui des composés organochlorés dans les sédiments en suspension ont été analysés en double par A. Lutz de l'Institut des eaux douces de Winnipeg et la Fondation de recherche de l'Ontario, respectivement.

Quelques échantillons des berges ont été prélevés au printemps 1981 afin de déterminer la composition chimique des sédiments introduits comme matières en suspension lors de l'affaissement des berges. Les échantillons révèlent un soubassement mal consolidé et des dépôts de plaines alluviales inondables. Le but n'était pas de faire une étude poussée des matériaux des berges, mais d'avoir une assez bonne idée des valeurs types, pour comparaison avec la composition chimique des sédiments en suspension. On a analysé leur teneur en métaux et en matières organiques, les dimensions des particules et les éléments communs.

Plantes aquatiques

Le macrophyte aquatique le plus répandu dans la rivière Bow pendant la saison de croissance 1980 était le *Potamogeton* sp. En aval de Calgary, le *Potamogeton vaginatus* représentait une grande partie de la biomasse; on a également trouvé du *P. filiformis* et du *P. crispus*. Les échantillons de macrophytes contenaient souvent plusieurs espèces et n'ont été identifiés qu'au niveau du genre.

Du *Potamogeton* sp. et des algues filamenteuses ont été recueillis dans l'Oldman.

La question de savoir si les macrophytes absorbent les matières nutritives par les racines ou par des pousses submergées (Carignan et Kalff, 1980; Carignan, 1982) ne se pose même pas. Le substrat, à granulométrie très grossière, est un milieu adéquat d'enracinement, mais ne semble fournir aux racines que peu d'éléments nutritifs par sédimentation, observation faite également par Wong et Clark (1976) dans leur étude des rivières de l'Ontario. Les matières nutritives et les métaux bioassimilables se retrouvent surtout en milieux liquides, tels que mesurés dans la colonne d'eau. Il est probable que les racines absorbent surtout les matières dissoutes dans l'eau et traversent le substrat grossier sous l'effet des pressions hydrauliques. En conséquence, les concentrations de phosphore, de métaux et d'autres contaminants dans les plantes devraient représenter surtout leur disponibilité en métal en phase aqueuse, plutôt que la présence d'un réservoir de matières instables dans les sédiments de fond.

Un éventail représentatif de la biomasse a été prélevé à tous les emplacements principaux, pendant l'été et l'automne, afin de dresser un tableau de la principale période de productivité. Les macrophytes (plantes entières, racines comprises) et leurs algues filamenteuses parasites ont été recueillis dans le périmètre de chaque emplacement, jusqu'à 2 km dans les environs, aux endroits où les plantes étaient rares. Lorsqu'un endroit était colonisé par une seule espèce, on a prélevé un échantillon global. S'il y avait plusieurs espèces, chacune a fait l'objet d'un échantillonnage particulier. Les plantes ont été identifiées par espèces, rincées délicatement dans l'eau de la rivière afin d'en enlever les particules lâches et ensuite séchées à moins de 50 °C sur une feuille d'aluminium passée à l'acétone. Une fois les végétaux réduits en poudre dans un broyeur Wiley, on a fait le dosage des métaux, du phosphore et des organochlorés de la même façon que dans le cas des sédiments en suspension.

La méthode d'extraction de Williams et coll. (1976), mise au point pour les sédiments, introduit certaines imprécisions dans les valeurs du phosphore contenu dans les végétaux. Des expériences de Painter (comm. pers.) montrent qu'il y a une extraction importante de phosphore assimilé dans les minéralisations P-A et P-NA et que P-O, qui sert au dosage du phosphore associé à l'humus dans les sédiments, est inadéquat dans le cas du phosphore tissulaire des plantes. Bien que la technique utilisée ici pour tous les échantillons de sédiments et de plantes soit celle de Williams (surtout aux fins d'uniformité dans l'étude des sédiments en suspension, qui sont de fortement minéralisés à fortement organiques), les travaux de Painter sur des échantillons de culture montrent que la valeur P total est celle qui représente le plus fidèlement le phosphore tissulaire. Pour les raisons mentionnées plus loin, la méthode utilisée ici pour évaluer le phosphore tissulaire est P-NA + P-O.

Fiabilité des données

Chacun sait que les échantillons uniques ne permettent pas de préciser avec fiabilité la composition chimique de l'eau. Dans la présente étude, il n'était pas possible de prendre un grand nombre d'échantillons à chaque endroit pour préciser l'écart entre les emplacements. Cependant, les échantillons d'eau ont été prélevés en double, les données sur les sédiments en suspension, établies à partir de gros échantillons intégrés dans le temps et les plantes (racines, tiges et pousses), recueillies à plusieurs endroits, dans chaque emplacement. Tel que mentionné précédemment, les dosages comportaient des blancs (pour vérifier s'il y avait eu contamination) et un doublement d'au moins 10 %, ainsi que des blancs de laboratoire (Blachford, 1982). Les données ne sont peut-être pas statistiquement représentatives des situations saisonnières, mais les grandes différences observées tant dans l'espace que dans le temps montrent qu'elles caractérisent bien les conditions biogéochimiques du régime de débit de chaque ensemble d'échantillonnage.

Il est possible d'évaluer dans quelle mesure les données présentées ici sur le phosphore dans l'eau sont caractéristiques des situations saisonnières à l'aide de données étrangères obtenues à deux endroits de la Bow et de l'Oldman par la Direction de la qualité de l'eau d'Environnement Canada. Même si ces données mensuelles n'ont pas été recueillies aux mêmes dates, elles indiquent que les valeurs présentées ici sont typiques de la période. En outre, certaines tendances saisonnières se dégagent aussi des ensembles de données mensuelles. En conclusion, les tendances mentionnées plus loin sont indicatrices des conditions de prélèvement et, en règle générale, représentent un ensemble de conditions qui se retrouvent pendant cette saison.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Caractéristiques physiques des sédiments en suspension

Les caractéristiques sont des variables importantes du transport géochimique des matières nutritives et des contaminants dans les réseaux hydrologiques. Du point de vue géochimique, la fraction importante est <62 μm en raison de la grande superficie, particulièrement pour les particules d'argile (<2 μm) et les matières colloïdales. La teneur des

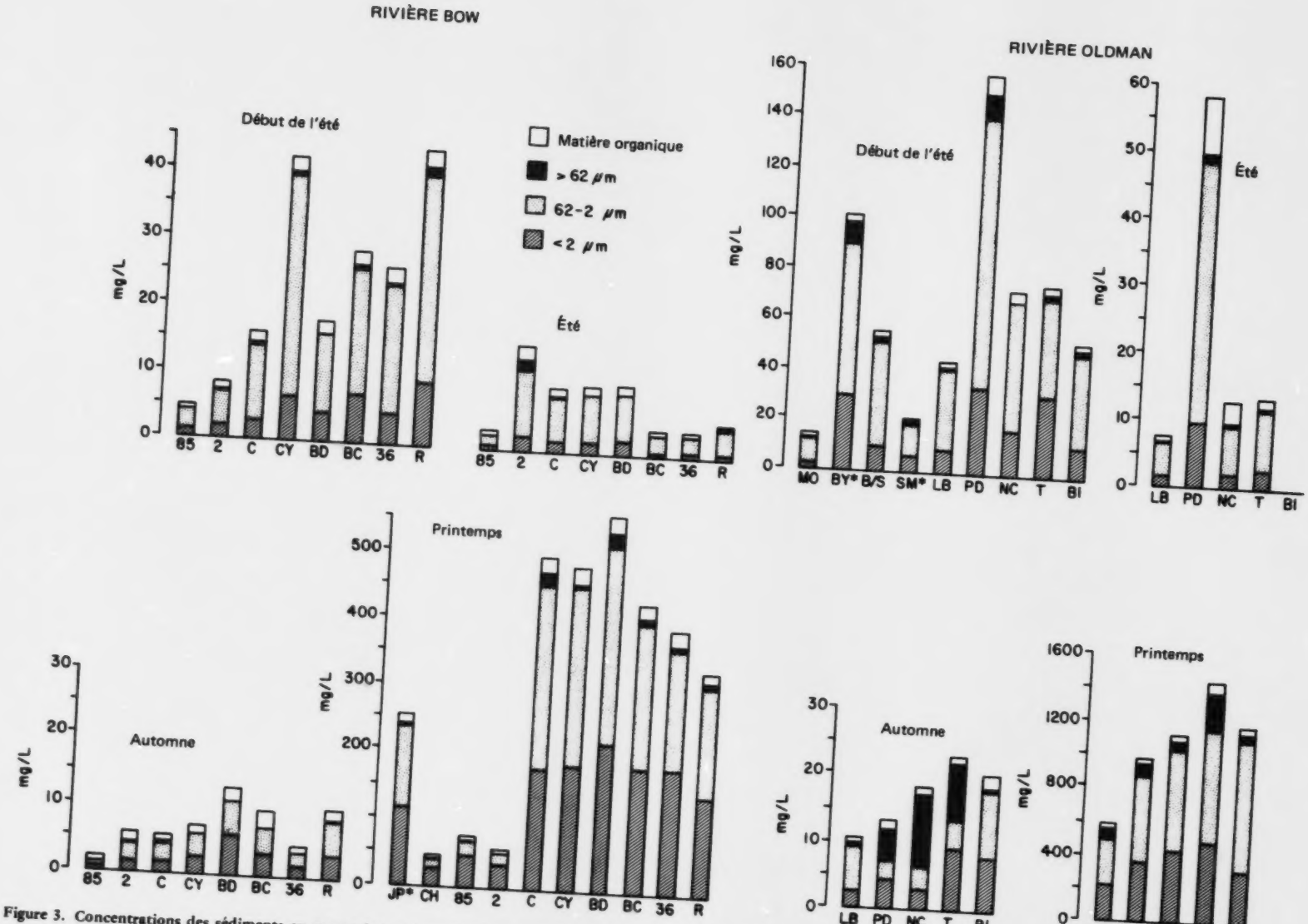

Figure 3. Concentrations des sédiments en suspension et leurs fractions organiques et minérales. La hauteur de la barre dépend de la concentration totale de sédiments. Les fractions organiques et de sable (>62 μm), de limon (62–2 μm) et d'argile (<2 μm) des minéraux sont des proportions de la concentration totale de sédiments.

sédiments en matières organiques peut influer de façon importante sur la charge particulaire pendant les périodes les plus productives de la biomasse, du fait des propriétés d'adsorption évidentes des colloïdes organiques.

La figure 3 donne la composition des échantillons de sédiments en suspension recueillis au cours des divers régimes de débit des rivières, ainsi que les fractions granulométriques. La hauteur de la barre de chaque histogramme correspond à la concentration des sédiments; les fractions dimensionnelles de chaque barre sont données en fonction du poids de chaque catégorie granulométrique. La figure 4 montre la saisonnalité de la teneur en limon-argile et en matières organiques.

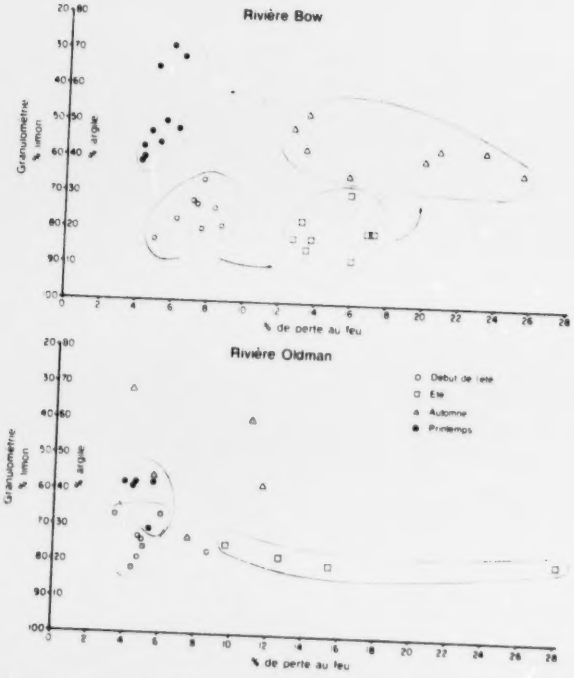

Figure 4. Granulométrie selon les saisons et teneur en matières organiques des sédiments en suspension. La proportion de limon et d'argile se calcule à partir de la partie minérale <62 µm et la teneur en matières organiques, pour la perte au feu (%). Les données sont valables pour tous les emplacements.

Dans la Bow, on remarque un changement de la composition granulométrique des sédiments selon la saison : au début de l'été, prédominance de particules de limon (62 à 2 µm) avec un peu d'argile, et augmentation marquée de la teneur en argile, à l'automne. L'augmentation de la fraction de solides organiques pendant l'été et l'automne délimite la principale période de production de la biomasse.

Dans les échantillons du printemps, on retrouve les mêmes quantités de limon et d'argile et un peu de sable et de matières organiques. Au printemps, la concentration de sédiments (±500 mg/L) est plus grande qu'en n'importe quelle autre saison. Au début de l'été, les concentrations sont inférieures à 45 mg/L et, l'été et l'automne, à 15 mg/L.

Dans l'Oldman, les sédiments ont une forte teneur en limon au début de l'été et plus de matières organiques l'été et l'automne. La proportion d'argile augmente à l'automne et au printemps. L'importante fraction de sable au cours de l'automne est probablement due aux travaux de construction à ORNC et à ORT; on peut supposer que cela ne représente pas la sédimentation d'automne habituelle à ces endroits. Les échantillons de sédiments du printemps contiennent une quantité appréciable de sable, ce qui traduit bien l'augmentation du transport des solides associée à un régime à énergie élevée. Les concentrations printanières de sédiments sont supérieures à celles du début de l'été qui le sont, à leur tour, à celles de l'été et de l'automne. Comme dans le cas de la Bow, les concentrations élevées de sédiments au printemps et au début de l'été exercent une forte influence sur la composition chimique de l'eau de la rivière.

Phosphore

Les figures 5 et 6 donnent les concentrations de phosphore dans l'eau et dans les sédiments en suspension de la Bow et de l'Oldman. Les diagrammes sont disposés selon l'ordre chronologique des échantillonnages : début de l'été, été, automne 1980 et printemps 1981. Deux évaluations du P total sédimentaire sont données : la somme de toutes les fractions de phosphore et un dosage indépendant du P total (colonne ouverte). La différence entre les deux valeurs montre une variance analytique.

Eau

À la figure 5, on peut voir les variations du phosphore dans les eaux de la Bow et de l'Oldman (concentration totale, parties particulaires et dissoutes) et les tendances en aval d'une saison à l'autre. Au printemps, l'eau contient de plus grandes concentrations de phosphore total que dans les autres saisons : ruissellement de vastes sources diffuses du bassin. La charge de phosphore est surtout particulaire (>90 %) à cause des fortes concentrations de sédiments en suspension, au printemps. Les concentrations de phosphore dissous sont uniformément faibles, car diluées par le fort débit printanier.

Au début de l'été, les concentrations de phosphore total sont plus faibles, probablement en raison d'une diminution des concentrations sédimentaires et de l'apport des sources diffuses. Le phosphore particulaire est beaucoup

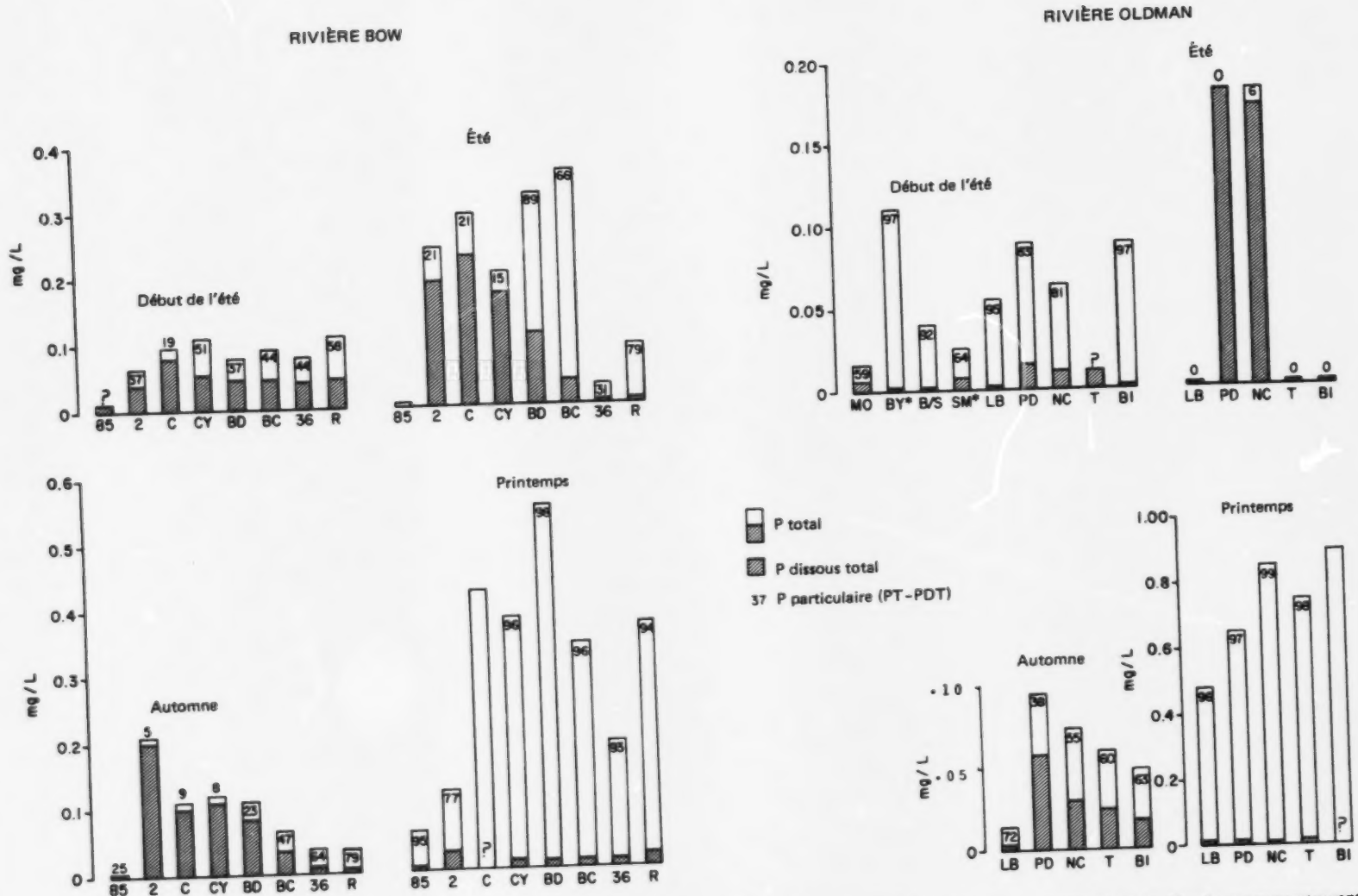

Figure 5. Concentrations de phosphore total et dissous dans l'eau. La fraction particulaire est le résultat de PT-PD et est présentée en pourcentage du PT. Les fractions manquantes sont marquées «?».

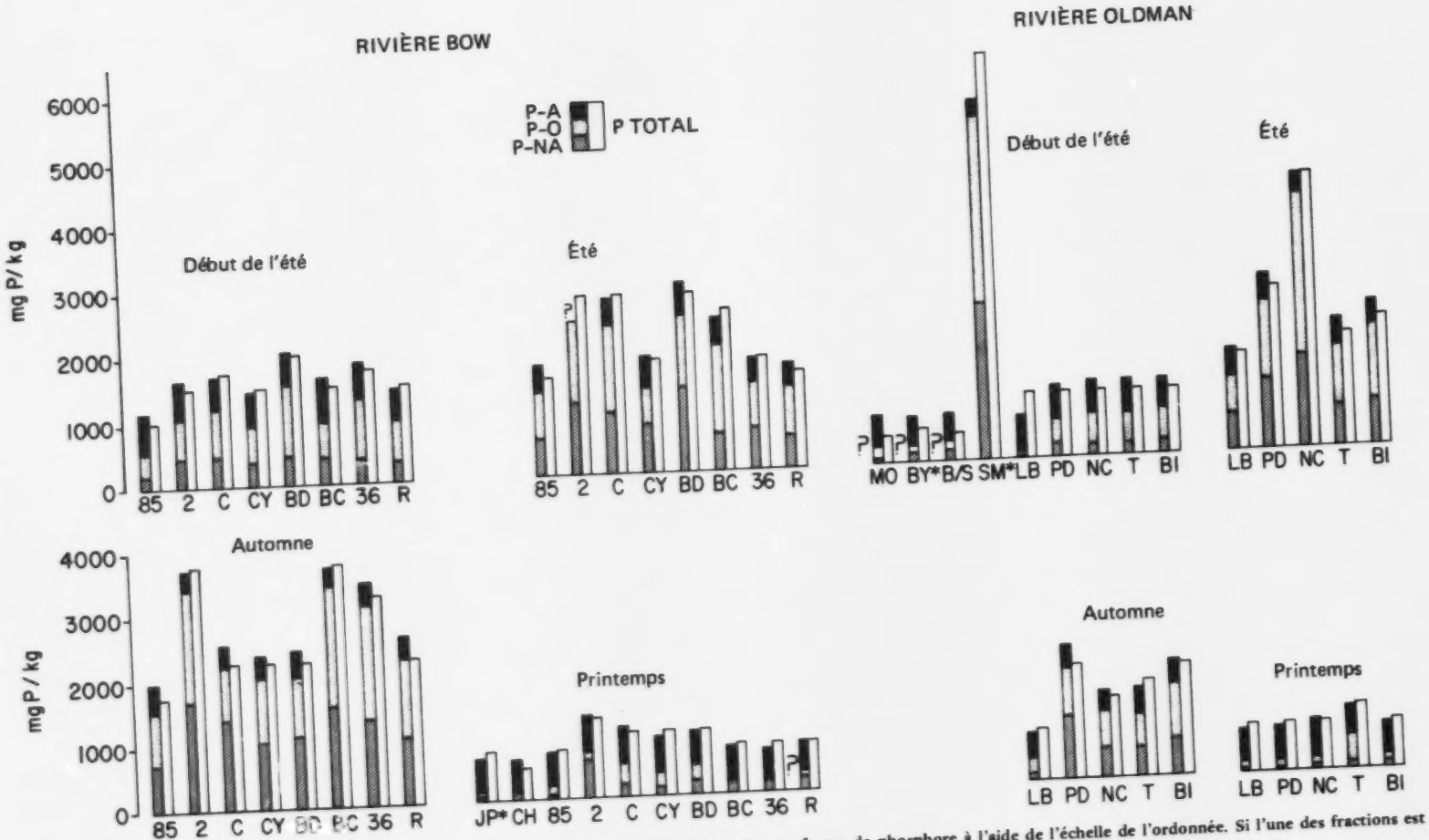

Figure 6. Formes du phosphore dans les sédiments en suspension. On calcule la quantité de chaque forme de phosphore à l'aide de l'échelle de l'ordonnée. Si l'une des fractions est absente, la somme n'est pas calculée (signalée par «?»). Les différences entre P-T et la somme de P-NA, P-O et P-A est due à l'imprécision du dosage.

moins abondant dans la Bow. Si le phosphore total se retrouve davantage dans la fraction particulaire dans l'Oldman que dans la Bow, c'est que les sédiments en suspension sont relativement plus concentrés et que l'apport de phosphore dissous provenant de Lethbridge a moins d'effet sur l'Oldman que celui de Calgary n'en a sur la Bow. En aval des zones urbaines, les concentrations dissoutes augmentent à mesure que diminue le débit total.

L'été et l'automne, l'eau recèle des concentrations totales de phosphore légèrement plus élevées qu'au début de l'été. La diminution du débit et des concentrations sédimentaires fait qu'une plus grande partie du phosphore total est dissoute et que la fraction particulaire est moins grande en amont. Plus en aval sur la Bow, des relevés mensuels de chercheurs indépendants montrent que le PDT diminue pendant tout l'été et l'automne, ce qui laisse supposer que, pendant cette période, la biomasse exerce au moins autant d'influence que le débit sur les concentrations de phosphore total et dissous, aux principales périodes de croissance. Les concentrations élevées de phosphore total à BRBD, BRBC et BRR pendant l'été peuvent être le résultat d'orages locaux, lors de l'échantillonnage, et d'une fluctuation des niveaux d'eau due à des prélèvements d'irrigation au barrage Bassano. Ces modifications du débit n'ont pas eu d'effets sur les concentrations de phosphore dissous, mais ont fait grossir démesurément la fraction particulaire du phosphore total. Les concentrations élevées de phosphore dissous à ORPD et à ORNC sont dues à des sources de Lethbridge et à des concentrations sédimentaires fortement diminuées. Les faibles taux de PT à ORT et à ORBI semblent sujets à caution.

À l'automne, la cueillette s'est faite pendant un régime de débit stable. Les concentrations de phosphore total et dissous diminuent constamment de BR2 à BRR et de ORPD à ORBI. Cette diminution constante vers l'aval, accompagnée d'une augmentation du phosphore particulaire, indique une perte nette dans le sens du courant et le passage d'une forme à l'autre. Cela est probablement dû à l'effet combiné de l'absorption biologique par les macrophytes et les algues benthiques, ainsi qu'à la sorption des ions d'orthophosphates solubles sur les surfaces minérales et organiques, avec précipitation des ions pour former des composés faiblement solubles. Comme il se produit également une diminution du phosphore soluble dans la Bow pendant l'été, on peut supposer l'existence de mécanismes similaires pendant toute la période de débit faible.

Phosphore des sédiments en suspension

Le fractionnement du phosphore des sédiments en suspension indique des différences saisonnières marquées au niveau des sources. Le P-A représente plus de la moitié du phosphore total associé aux sédiments dans les rivières Bow et Oldman au printemps (figure 6), à l'exception de BR2, où il y a plus de P-NA, ce qui est probablement dû à l'usine d'épuration de Calgary. Le P-A, phosphate minéral commun non enrichi provenant de l'érosion des sols des Prairies, prédomine à tous les endroits en proportions assez constantes. Les formes du phosphore dans les matériaux riverains recueillis à BRBD, BRBC, ORPD et ORBI sont presque identiques à celles relevées à un emplacement non enrichi (p. ex. : CH, figure 1). Les faibles concentrations printanières de P total rendent compte des charges sédimentaires importantes à faibles concentrations naturelles de P adsorbé sur les sédiments, qui réduisent les effets du P-NA anthropogénique en fonction de leur poids. La baisse modérée du P total en aval de BR2 indique qu'il y a de moins en moins de P-NA et de P-O.

Au début de l'été, les sédiments contiennent davantage de P-O et de P-NA et beaucoup moins de P-A. Les concentrations de phosphore sont plus élevées qu'au printemps : enrichissement dû aux sources ponctuelles et à une quantité moindre de sédiments de transport. L'influence de Lethbridge : augmentation des concentrations de P-NA et de P-O en aval de la source ponctuelle.

L'été et l'automne, les sédiments subissent un autre enrichissement, car les concentrations baissent. L'été, et particulièrement l'automne, le P total semble suivre de près les tendances de la composition organique des sédiments. En amont de BR2, les solubles organiques des sédiments en suspension peuvent provenir de l'usine d'épuration de Calgary et de la décomposition des populations d'algues benthiques et de macrophytes le long de la rivière.

Bien que la proportion de P-A augmente, le P total diminue de BR2 à BRCY, l'été et l'automne, vraisemblablement lorsque les sédiments enrichis de BR2 sont dilués, en aval, par des tributaires transportant des niveaux normaux de phosphore d'apatite. Il faut signaler, à l'appui de cette déduction, que les chercheurs ont remarqué une diminution des concentrations de métaux et de la teneur en matières organiques des sédiments, aux mêmes endroits.

Phosphore des plantes aquatiques

La figure 7 traite, pour les rivières Bow et Oldman, des concentrations de phosphore dans les macrophytes aquatiques et les algues filamenteuses. Bien que les plantes aient été rincées dans l'eau de la rivière avant d'être mises à sécher, les échantillons contenaient des quantités facilement décelables de précipités de calcium et de sédiments minéraux captifs. Tel que mentionné précédemment, Painter (comm. pers.) précise que le P tissulaire est extrait par minéralisation de P-A et de P-NA; cependant, la fraction

P-A étant généralement faible comparativement à P-NA et à P-O et puisqu'il y a des sédiments minéraux captifs, le P tissulaire sera ici égal à la somme de P-NA et de P-O. C'est probablement une hypothèse raisonnable, car le P-A ne représentait que 1 % de la valeur P-NA + P-O dans les échantillons de culture de Painter.

Les concentrations de P total dans les plantes sont plus élevées (été) ou approximativement égales (automne) à celles relevées dans les sédiments en suspension de la Bow et dépassent les concentrations de P sédimentaire de l'une et l'autre saisons, dans l'Oldman.

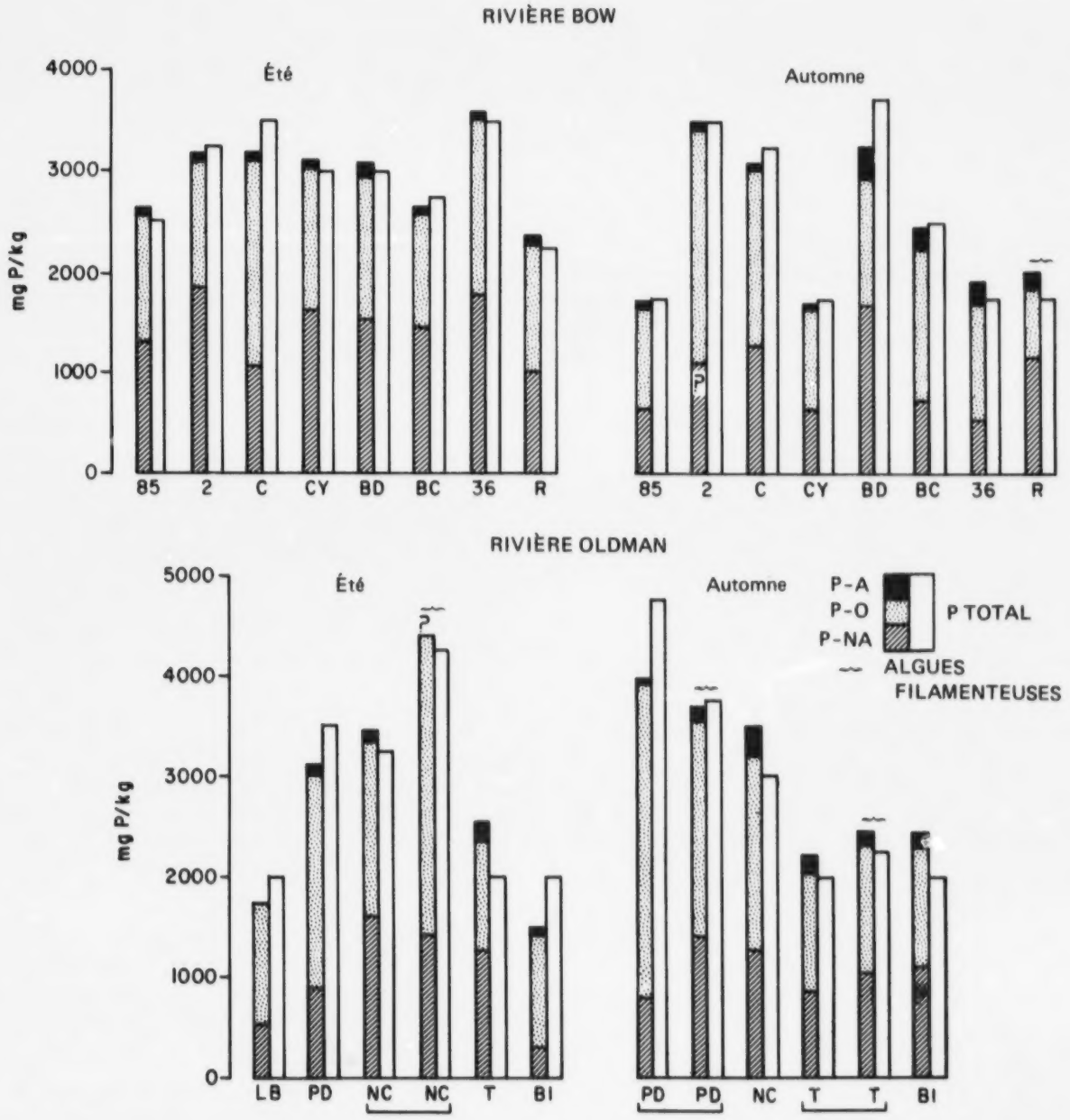

Figure 7. Formes du phosphore dans les plantes aquatiques. P-NA + P-O donne approximativement le P tissulaire. *Potamogeton* sp. sauf indication du contraire. Les barres (⎵) indiquent les emplacements où les macrophytes et les algues sont représentés.

Tableau 3. Rapports d'enrichissement des plantes en phosphore

Saison	Emplacement	P-NA + P-O (mg/kg)	PDT (mg/L)	Rapport d'enrichissement* (P-NA + P-O/PDT)
Été	Rivière Bow			
	BR85	2542	<0.005	$>5.1 \times 10^5$
	BR2	3128	0.19	1.6×10^4
	BRC	3110	0.23	1.4×10^4
	BRCY	3440	0.17	2.0×10^4
	BRBD	2984	0.11	2.7×10^4
	BRBC	2623	0.039	6.7×10^4
	BR36	3541	0.017	2.1×10^5
	BRR	2283	0.019	1.2×10^5
Automne	BR85	1690	<0.003	$>5.6 \times 10^5$
	BR2	3467	0.20	1.7×10^4
	BRC	3033	0.10	3.0×10^4
	BRCY	1693	0.11	1.5×10^4
	BRBD	2966	0.085	3.5×10^4
	BRBC	2253	0.035	6.4×10^4
	BR36	1727	0.013	1.3×10^5
	BRR	1893†	0.007	2.7×10^5†
Été	Rivière Oldman			
	LB	1900	<0.003	$>6.3 \times 10^5$
	ORPD	3022	0.17	1.8×10^4
	ORNC	3375	0.016	2.1×10^5
		4376†		2.7×10^5
	ORT	2362	<0.003	$>7.9 \times 10^5$
	ORBI	1480	<0.003	$>4.9 \times 10^5$
Automne	LB	–	–	–
	ORPD	3930	0.059	6.6×10^4
		3573†		6.0×10^4
	ORNC	3241	0.033	9.8×10^4
	ORT	2012	0.025	8.0×10^4
		2328†		9.3×10^4
	ORBI	2295	0.018	1.3×10^5

**Potamogeton* sp.
†Algues filamenteuses.

On sait que la concentration de phosphore dans les tissus végétaux est liée à la quantité de phosphore disponible dans l'eau et le milieu radiculaire (Gerloff et Krombholz, 1966; Wong et Clark, 1976). Le rapport entre les valeurs de phosphore dans les plantes et dans l'eau s'exprime numériquement sous forme d'un rapport d'enrichissement : le P des végétaux est proportionnel au phosphore disponible dans l'eau (tableau 3). Les tendances spatiales du rapport d'enrichissement et leurs conséquences au niveau de l'aménagement (discussion plus loin) nécessitent plusieurs réserves :

1. P-NA + P-O donnent une estimation raisonnable du P tissulaire dans les plantes;

2. les mesures du P total dissous sont des valeurs instantanées, tandis que le P des plantes représente l'assimilation du phosphore sur une période plus longue;

3. on suppose que les valeurs du P total dissous reflètent des caractéristiques saisonnières. Des données comparables recueillies par des chercheurs indépendants de la Direction de la qualité des eaux d'Environnement Canada à plusieurs des emplacements (sur les deux rivières) viennent confirmer les différences saisonnières dégagées ici. En règle générale, les valeurs établies aux présentes s'inscrivent dans les limites caractéristiques des premières.

Le PDT descend d'un ordre de grandeur dans les deux rivières, en aval des grandes sources que sont Calgary et Lethbridge, mais la diminution du P dans les plantes n'est que relativement faible. En conséquence, le rapport d'enrichissement augmente considérablement en aval. Ajoutées aux données recueillies à l'emplacement de référence BR85, ces tendances indiquent que les macrophytes et les algues filamenteuses des environnements riches en phosphore ont des rapports d'enrichissement plus faibles et

ne révèlent d'augmentation marquée de la teneur en phosphore qu'à proximité des sources anthropogènes. Dans les milieux aquatiques pauvres en phosphore, les taux de P dans les plantes sont quelque peu faibles, mais les rapports d'enrichissement sont considérables. Même si les données ne sont pas parfaitement comparables, le P des végétaux dans les biefs pauvres en phosphore semble dépasser les seuils de P établis par Gerloff et Krombholz (1966) comme facteurs limitatifs de la croissance des autres espèces de *Potamogeton*.

Conséquences en gestion de la biomasse

Le fait que de grandes modifications du PDT ne se traduisent que par de modestes changements du P des végétaux laisse supposer que le dosage de ce dernier n'est peut-être pas un indicateur utile du stress imposé par les matières nutritives, car ce dernier peut être plus clairement rapproché de la densité des plantes dans un bief. Dans la Bow, la quantité élevée de matières nutritives semble créer des conditions favorables à la croissance. Si l'on songe à la végétation luxuriante du cours inférieur de la Bow en 1979, la croissance pauvre de 1980, à la suite des inondations du printemps, aboutit à l'hypothèse suivante : l'existence et, probablement, la densité des plantes aquatiques dans le cours inférieur de la Bow sont surtout fonction du réensemencement d'espèces fortes provenant de régions mieux végétalisées, en amont. Après l'implantation, la productivité des plantes dépend du niveau ambiant de phosphore. La mesure de la productivité et de la couverture végétale serait peut-être un moyen adéquat d'évaluer le stress des matières nutritives dans un environnement où l'équilibre repose sur des conditions moyennes de disponibilité de matières nutritives et de propagation de la population. Dans les cas où les conditions ont été extrêmement perturbées, par exemple les fortes inondations du début de 1980 qui ont détruit la végétation dense du cours inférieur de la Bow, il serait faux de conclure que la productivité est de faible capacité, uniquement d'après la productivité observée. À titre d'exemple, il serait probablement faux de supposer, d'après les observations de 1980 et de 1981, que les possibilités de croissance dense sont faibles dans le cours inférieur de la Bow, surtout parce que le réseau a été fortement perturbé le printemps précédent. Bien que les quantités de matières nutritives dans le bief aval soient presque normales (c'est-à-dire par comparaison à BR85), la propagation de colonies provenant de milieux plus riches en matières nutritives, en amont, semblerait inévitable, aussi longtemps qu'on laisse survivre des populations denses de macrophytes à proximité de Calgary.

La capacité des plantes d'accumuler rapidement des matières nutritives en quantités dépassant leurs besoins immédiats (absorption d'engraissage) leur permet de passer les périodes de rareté des matières nutritives. Si les valeurs faibles du PDT observées dans le cours inférieur de la Bow pendant l'été et l'automne 1980 sont comparables à celles des années précédentes, la végétation luxuriante de ces années est peut-être due à la capacité des plantes d'accumuler rapidement des réserves nutritives pendant les brèves périodes de flux de matières nutritives. Si cela s'avère, les stratégies de maîtrise des macrophytes devront donc comporter la suppression des flux brefs de matières nutritives provenant de sources ponctuelles.

Métaux

Les figures 8a à 8j présentent, pour la Bow et l'Oldman, les concentrations de dix métaux (Mn, Ni, Fe, Cu, Pb, Zn, Co, Cr, Cd, Hg) dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes aquatiques. On étudie, selon les saisons et les phases, les différences de concentration, les tendances en aval et les similitudes entre les deux rivières, tant dans l'eau que dans les sédiments en suspension et les plantes.

Eau

La plupart des métaux filtrables et nombre de métaux totaux de la Bow et de l'Oldman n'étaient pas en concentrations suffisantes pour être décelables par les méthodes conventionnelles. Un bon nombre des métaux sont décelables en concentrations totales au printemps, mais peu le sont par filtration, quelle que soit la saison. Au printemps, les taux tendent à être environ dix fois plus élevés.

La différence de concentration entre le printemps et l'ensemble des autres saisons est due à une plus grande concentration des sédiments et à une teneur plus forte en matériaux de granulométrie fine. Au printemps, les concentrations de sédiments sont plus grandes que dans les autres saisons par plus d'un ordre de grandeur et comprennent davantage de particules à granulométrie fine, comme l'argile (figure 4). Les caractéristiques physiques expliquent également les tendances des concentrations de métaux en aval. L'augmentation printanière des concentrations de sédiments va de moins de 100 mg/L en amont à plus de 500 mg/L dans la Bow et à au-delà de 1400 mg/L dans l'Oldman, aux endroits plus en aval, en raison de l'apport important de plusieurs tributaires (particulièrement la rivière Highwood et le ruisseau Arrowwood, pour la Bow) et d'un affaissement généralisé des berges des deux rivières.

Bien que les métaux des sédiments se trouvent généralement à des concentrations de référence (voir plus loin), la présence d'une grande quantité de sédiments dans un échantillon total fait que la concentration d'un métal dans un échantillon d'eau est élevée. En conséquence, les

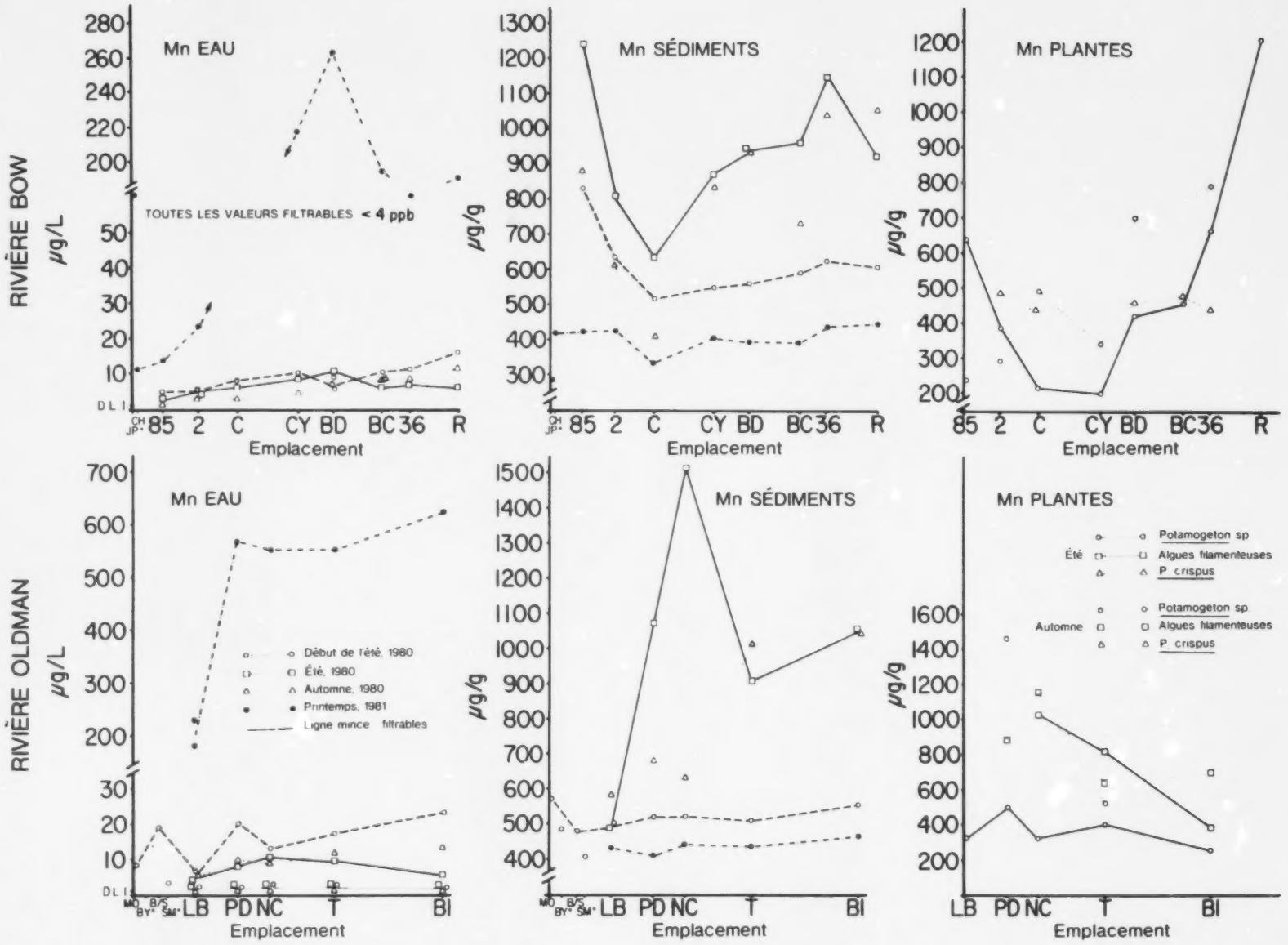

Figure 8a. Concentrations de manganèse dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

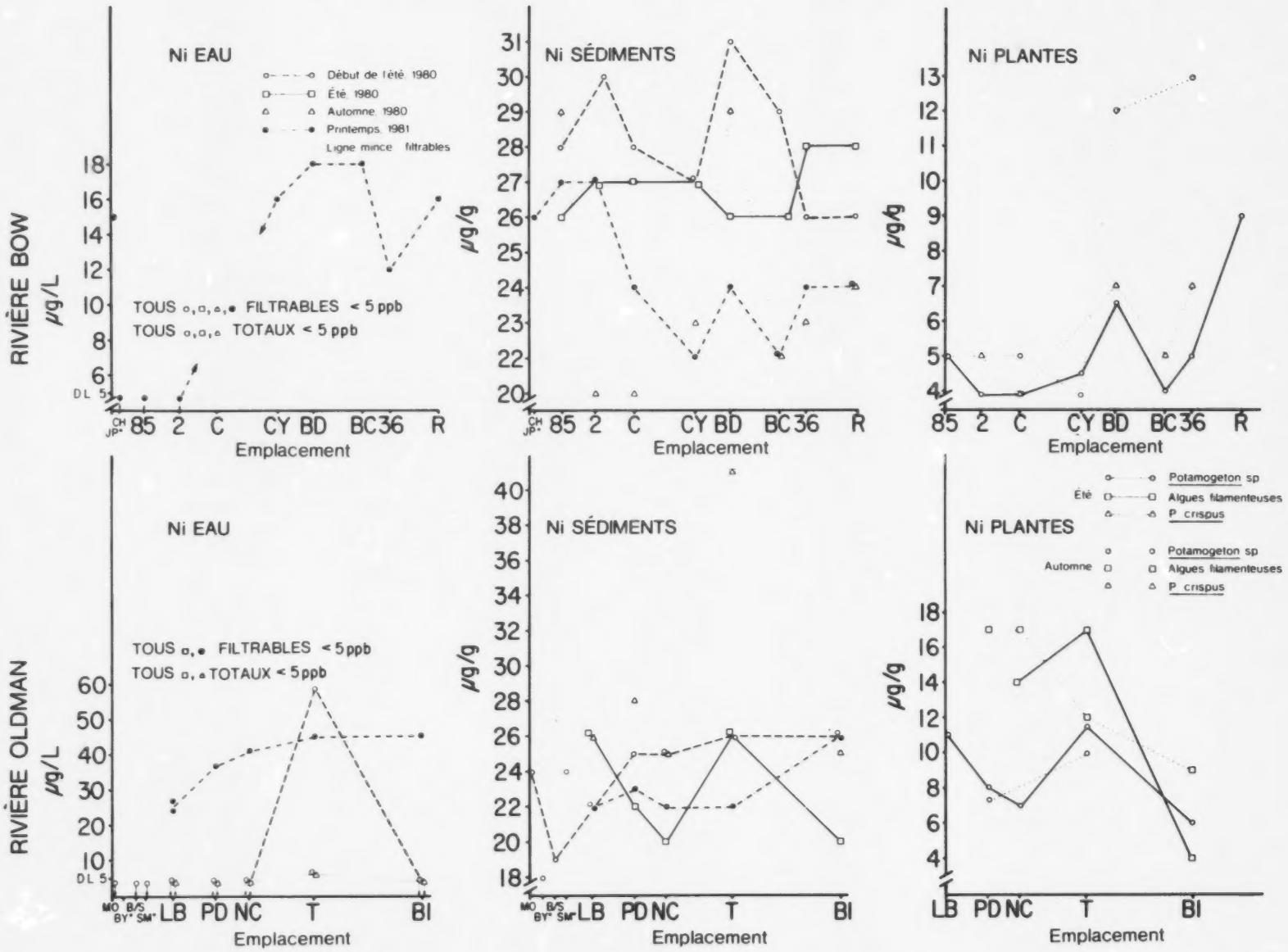

Figure 8b. Concentrations de nickel dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

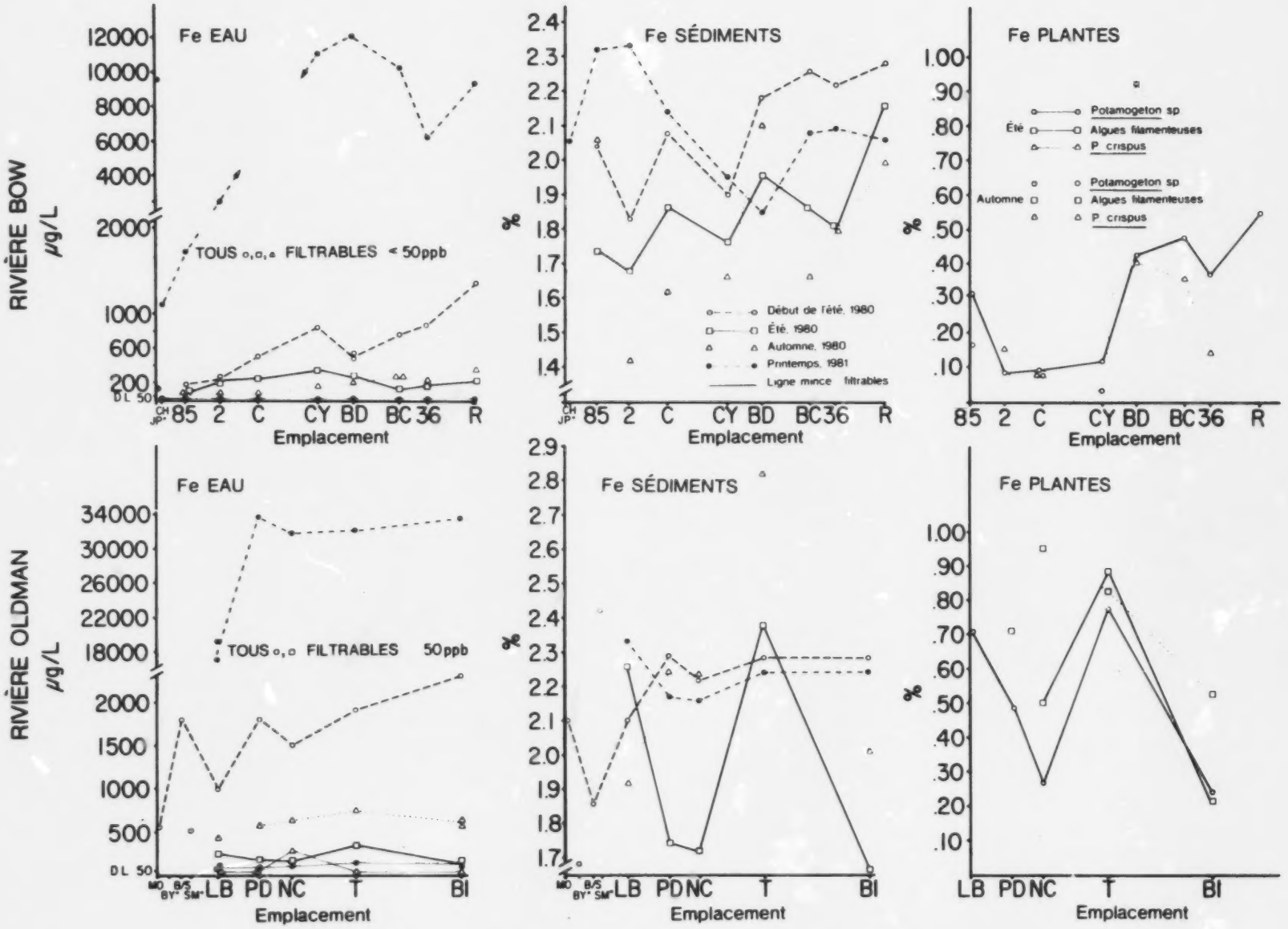

Figure 8c. Concentrations de fer dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

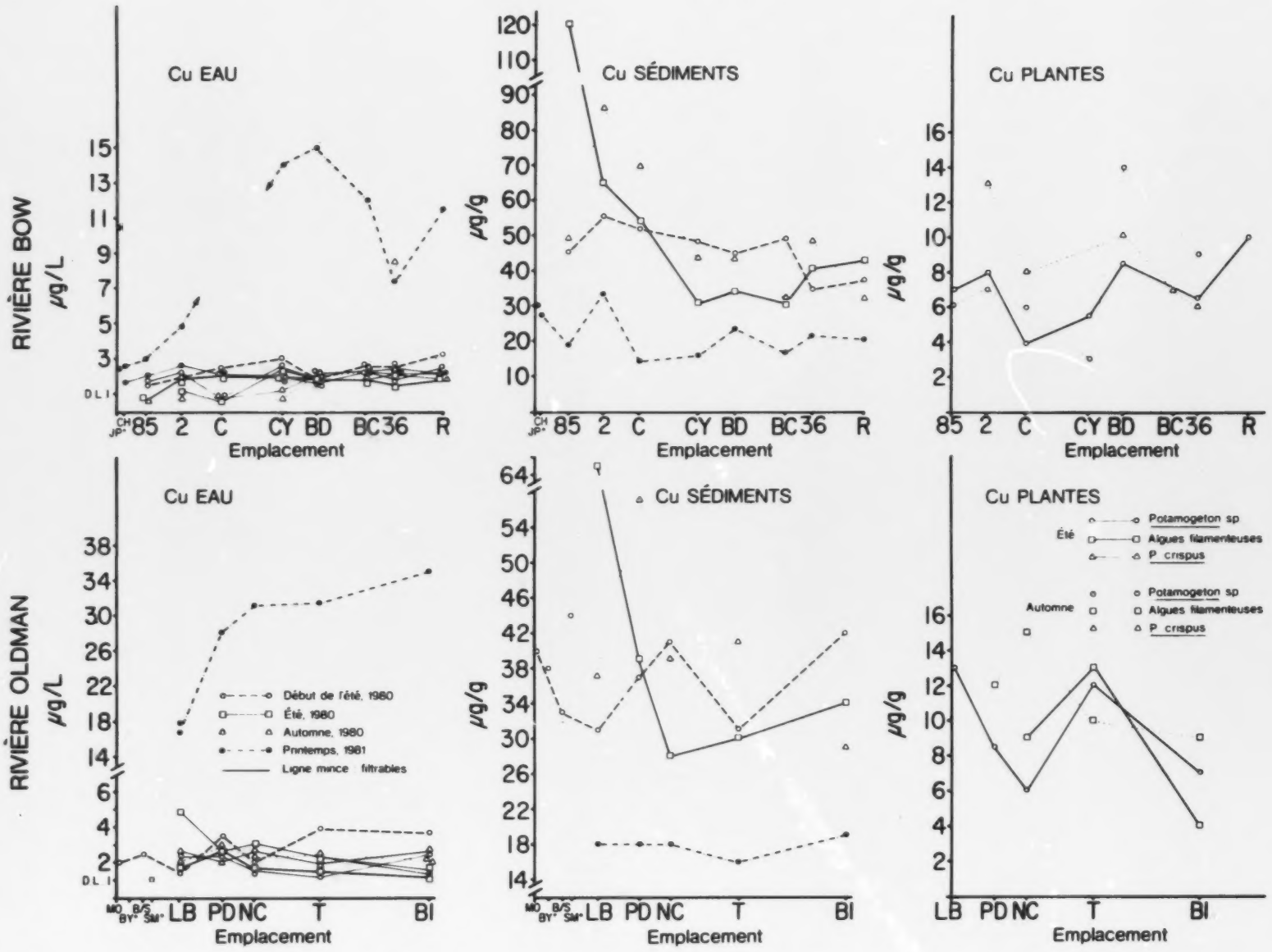

Figure 8d. Concentrations de cuivre dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

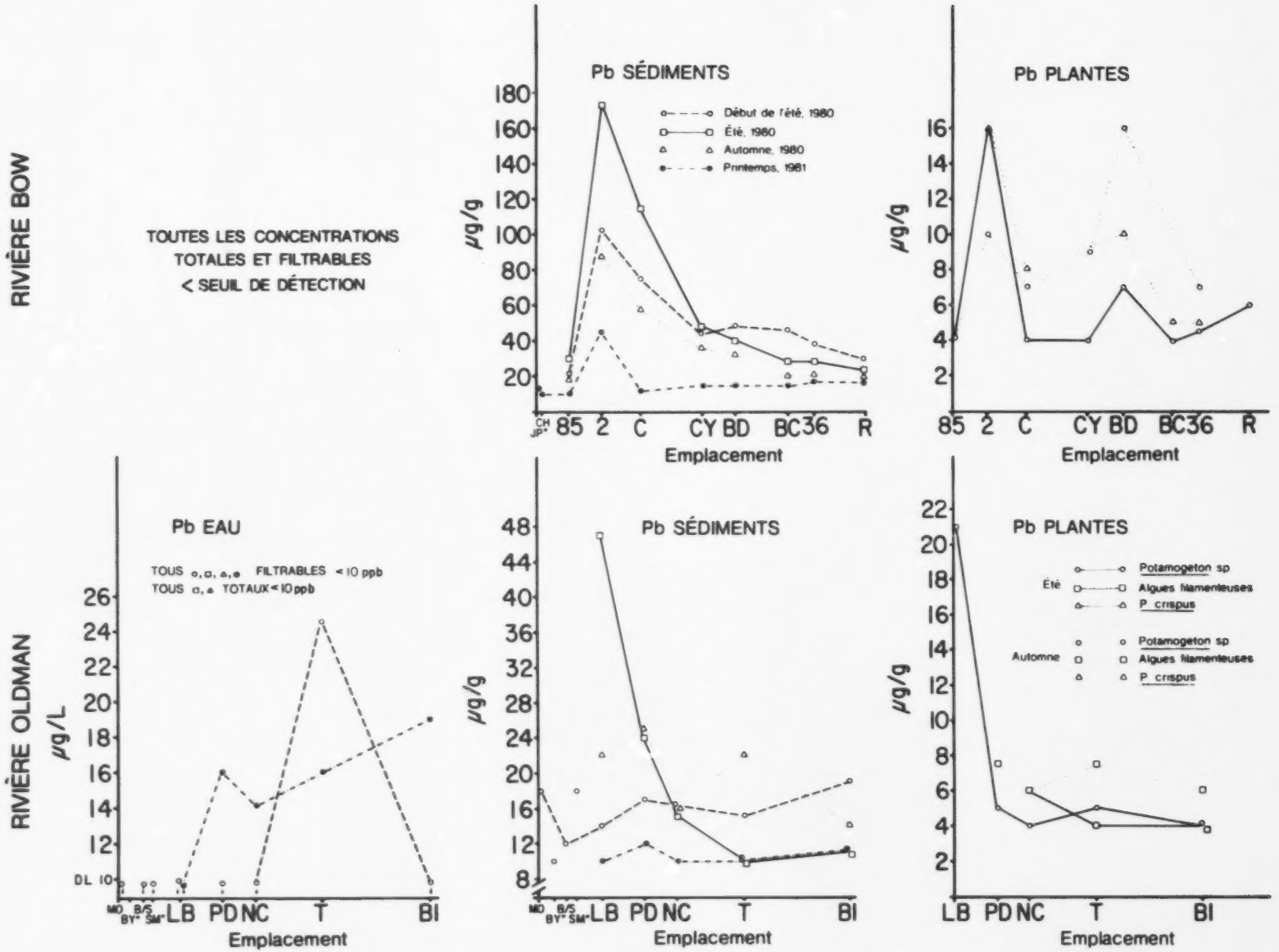

Figure 8e. Concentrations de plomb dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

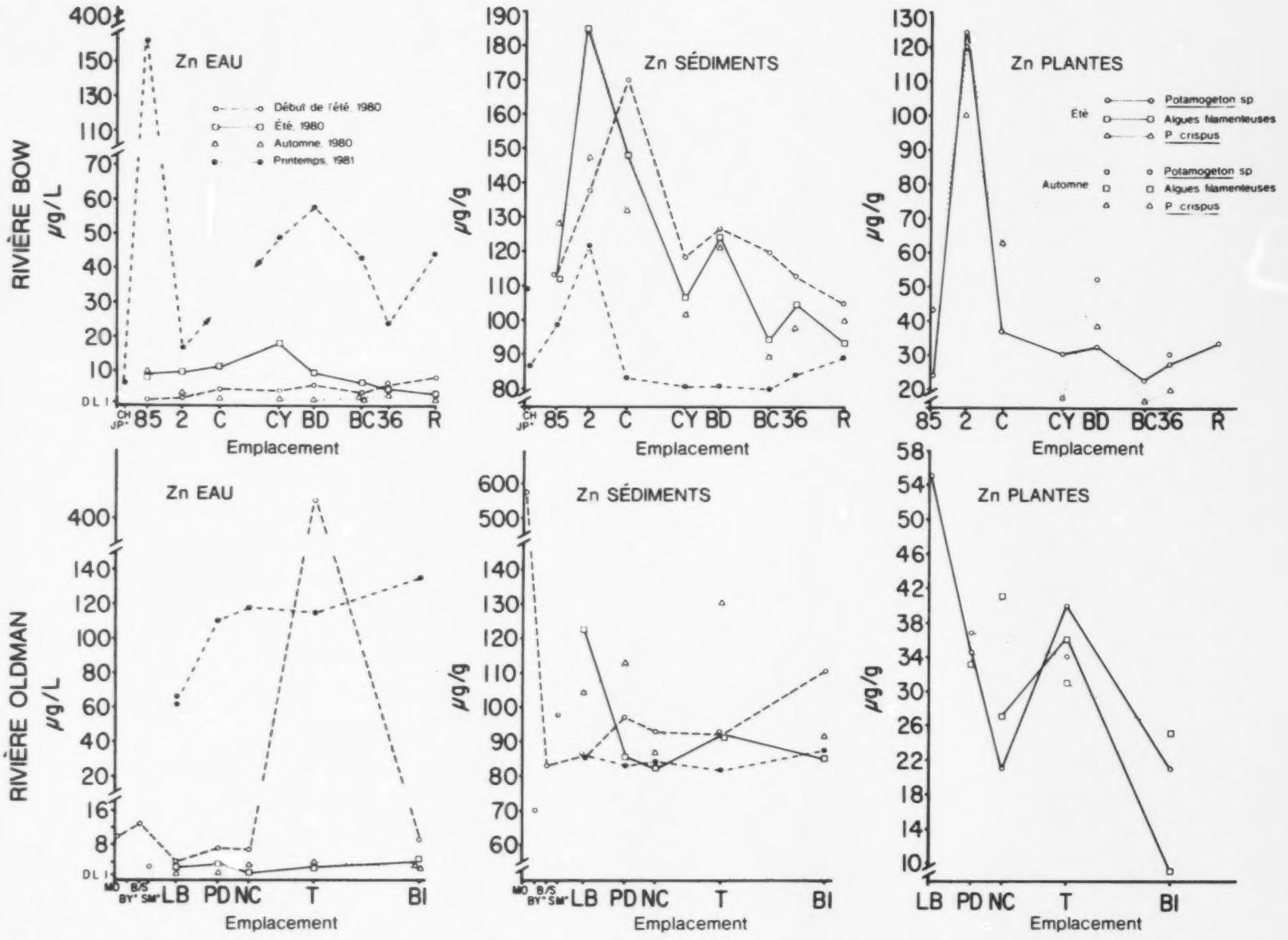

Figure 8f. Concentrations de zinc dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

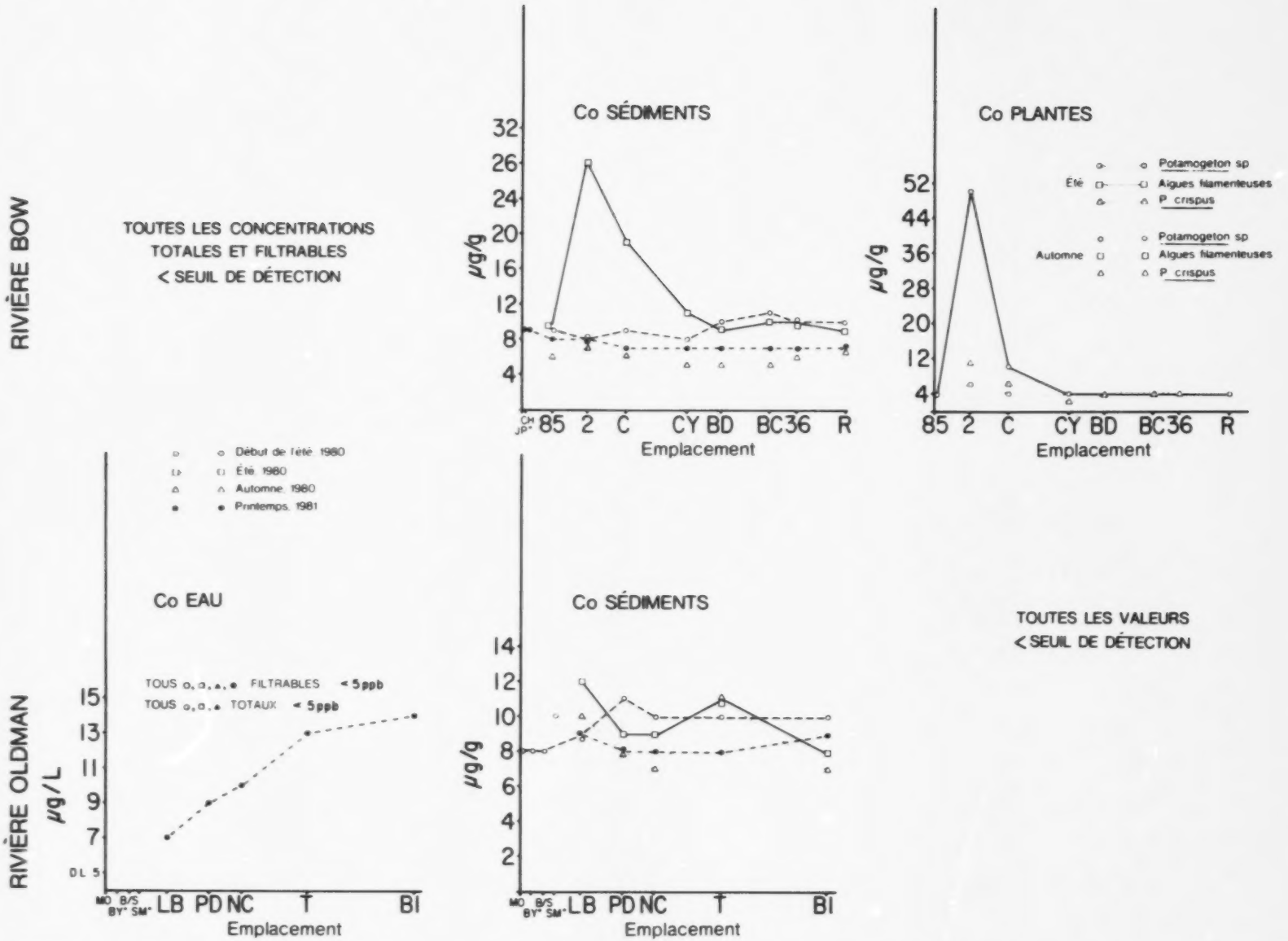

Figure 8g. Concentrations de cobalt dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

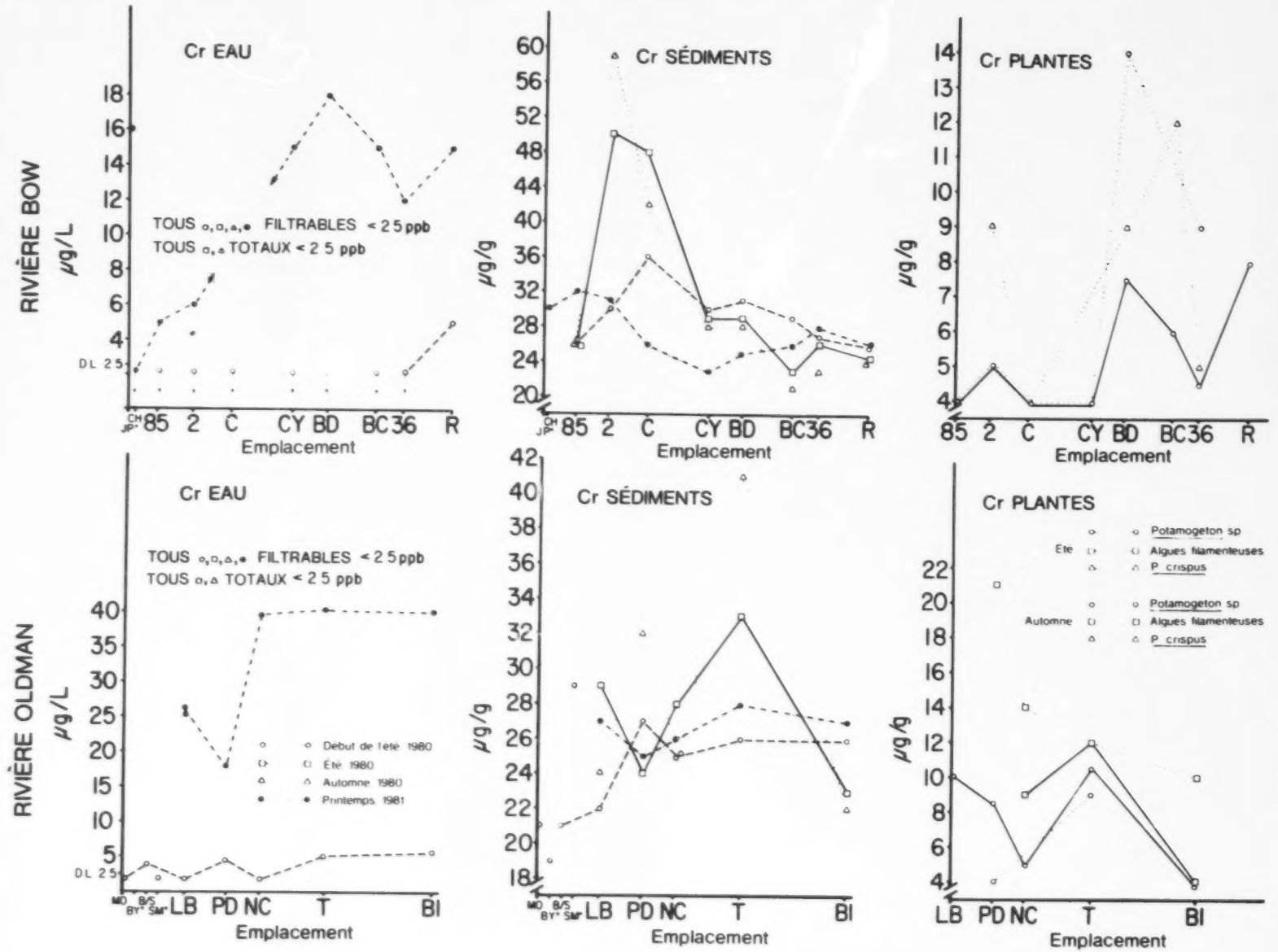

Figure 8h. Concentrations de chrome dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

RIVIÈRE BOW

RIVIÈRE OLDMAN

TOUTES LES CONCENTRATIONS
TOTALES ET FILTRABLES
< SEUIL DE DÉTECTION

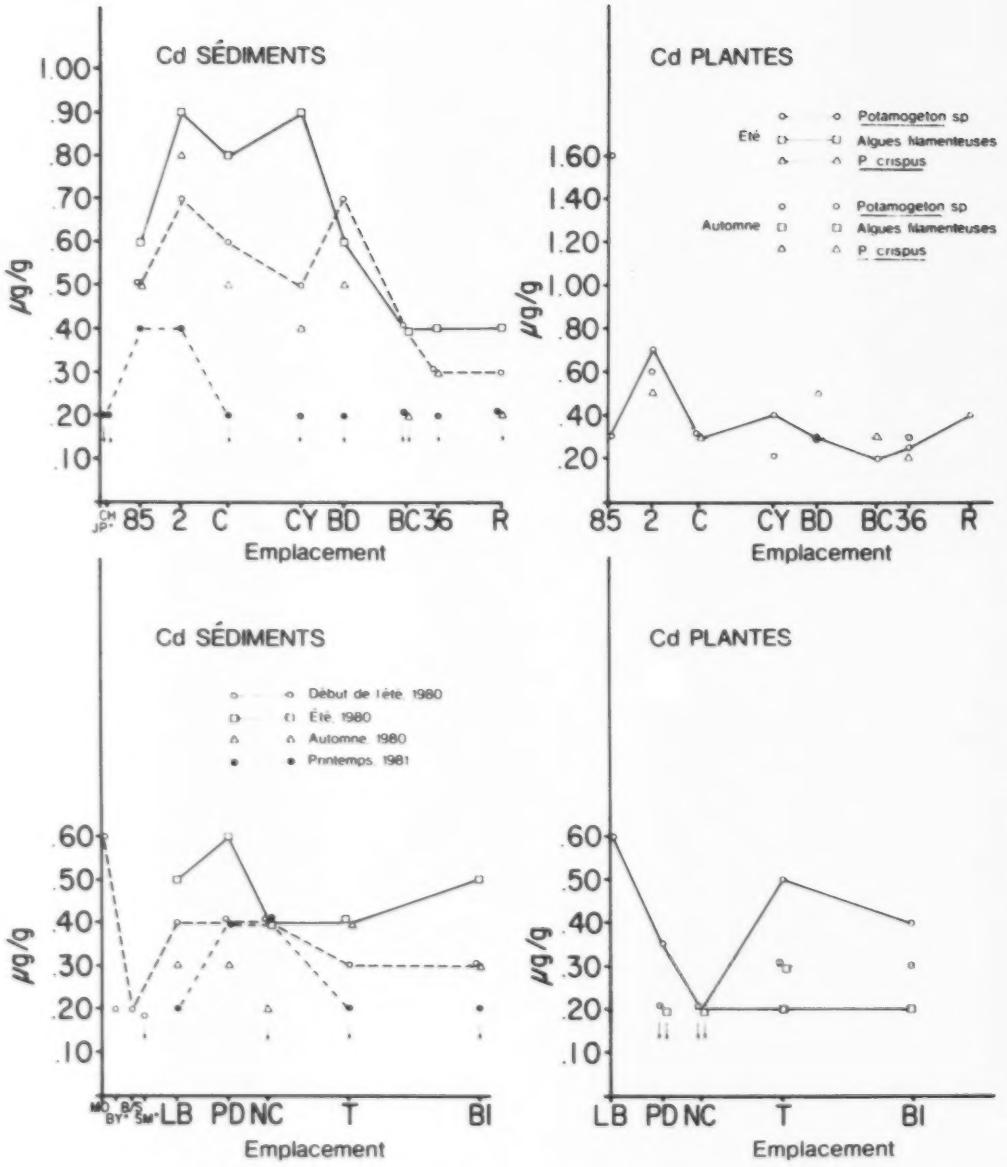

Figure 8i. Concentrations de cadmium dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

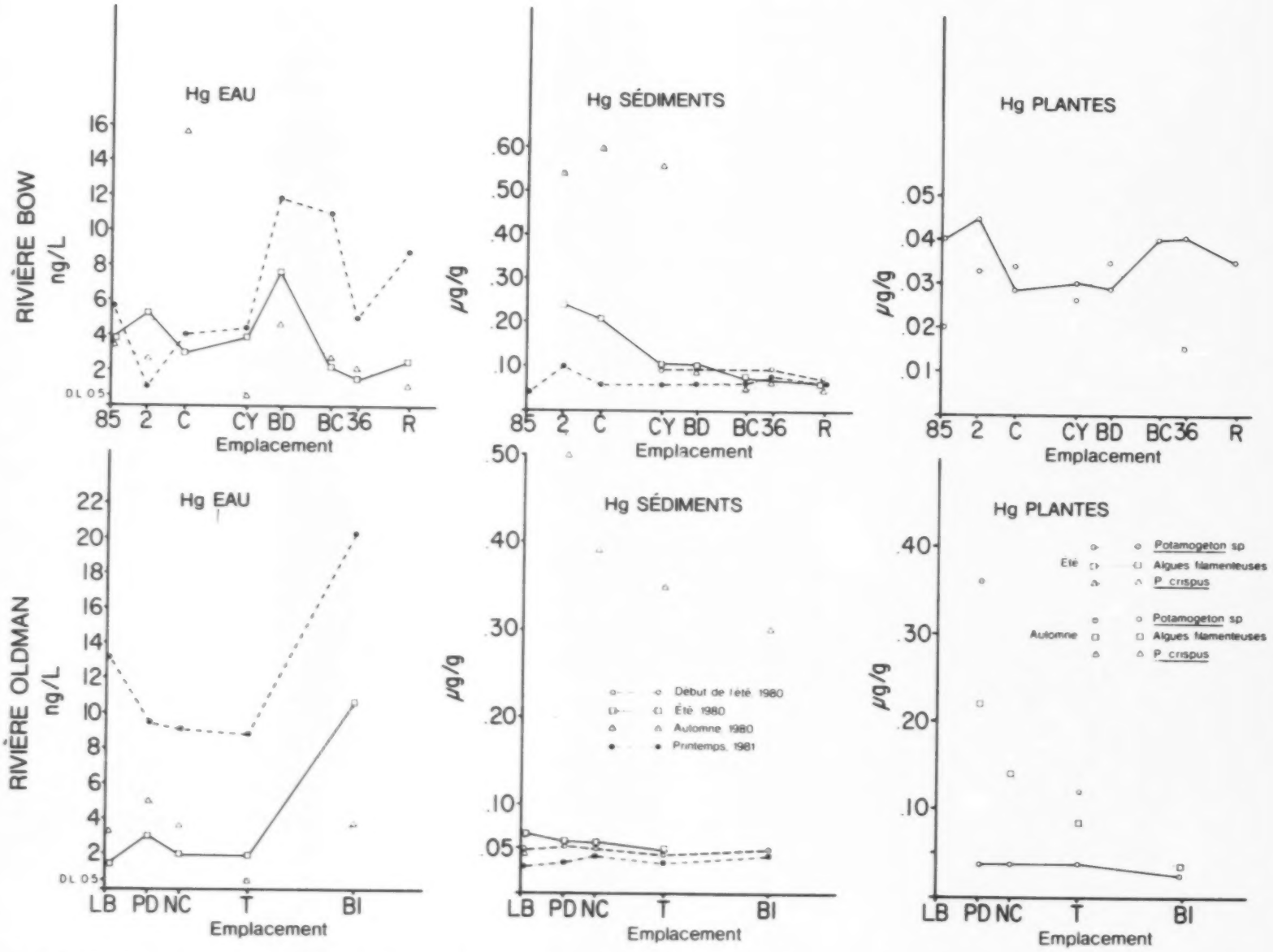

Figure 8j. Concentrations de mercure dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes des rivières Bow et Oldman. Sur les graphiques, les distances sont proportionnelles aux distances réelles.

valeurs des métaux totaux au printemps sont généralement dues à des sources diffuses de sédiments d'érosion des avant-monts et des prairies.

Il est possible d'établir les valeurs totales de la plupart des métaux pour les autres saisons. Bien que dénotant la persistance du ruissellement dans les prairies, les valeurs sont considérablement plus faibles au début de l'été qu'au printemps. Malgré que les sédiments en suspension soient plus riches au début de l'été qu'au printemps (voir plus loin), les concentrations de métaux dans l'eau sont plus faibles à cause de la forte diminution de l'apport de sédiments en suspension à l'échantillon total d'eau. Dans les deux rivières, les concentrations sont, pour tous les métaux, les plus faibles en automne, suivant ainsi la courbe de transport des sédiments.

En aval, la teneur en métaux est généralement proportionnelle à la concentration des sédiments et est particulièrement évidente dans le cas des Mn, Fe, Cu et Zn totaux dans la Bow au début de l'été, ainsi que des Mn et Fe (l'été et l'automne) et Cu (automne) dans l'Oldman.

Métaux des sédiments en suspension

Les variations saisonnières des concentrations de métaux des sédiments en suspension de la Bow et de l'Oldman rendent compte des changements qui interviennent au niveau des concentrations des sédiments en suspension, de l'effet des sources ponctuelles, des apports de sédiments et des variations locales de la teneur en matières organiques et des dimensions des particules. Au printemps, la plupart des métaux sont à une concentration annuelle minimale et atteignent un maximum au cours de l'été et de l'automne. Au début de l'été, les sédiments contiennent des concentrations variables de métaux par rapport aux autres saisons.

Au printemps, Mn, Ni, Cu, Pb, Zn, Cr, Cd et Hg se retrouvent essentiellement à des niveaux naturels. Par érosion et ruissellement, les sources diffuses et l'affaissement des berges amènent dans la rivière de grandes quantités de solides qui représentent la composition chimique normale de la géologie de surface de la région. Dans les biefs de la Bow plus en aval (BRBD à BRR), les concentrations de métaux varient très peu et sont à peine plus élevées que dans les berges des environs. À titre d'exemple, les concentrations moyennes de Fe, Mn, Pb, Cd et Hg à BRBD et à BRBC (1.95 % et 396, 16, <0.2 et 0.016 mg/kg, respectivement) sont assez comparables à ce qu'on retrouve dans les matériaux des berges : 1.70 % et 310, 07, <0.2 et 0.034 mg/kg (voir tableau 4). Les concentrations de métaux aux emplacements de référence (p. ex. : CH, BR85) sont équivalentes. La teneur en métaux des sédiments du printemps est du même ordre que dans les sédiments provenant des écoulements restitués (Joseph, 1982).

À la fonte des neiges, surtout s'il y a en même temps des précipitations, la teneur en métaux des sédiments est en grande partie fonction des apports naturels de sédiments recelant des métaux en concentrations de fond. Au début de l'été, à l'été et à l'automne, les concentrations de métaux des matières en suspension semblent dépendre directement des apports de Calgary et de Lethbridge, ainsi que des tributaires.

Au début de l'été, les concentrations de Pb, Cu, Cd et Ni augmentent de BR85 à BR2, connaissent une chute à BRCY, augmentent à un degré moindre à BRBD et déclinent vers l'aval. Il est probable que l'augmentation remarquée à BR2 est une réaction directe aux apports de métaux de la région de Calgary. Les sédiments enrichis sont moins concentrés en aval, où la composition des sédiments de la Bow est diluée par des apports à teneur métallique de fond des rivières Elbow et Highwood (se jetant dans la Bow

Tableau 4. Concentrations de métaux dans les matériaux des berges

Métal (mg/kg)	Emplacement					
	ORPD*		ORBI	BRDB	BRBC*	
Cu	19	20	10	13	13	12
Pb	13	15	10	7	8	7
Zn	65	68	51	48	61	60
Co	7	7	5	7	6	6
Ni	19	23	18	19	19	20
Mn	218	209	262	266	327	338
Cr	25	22	22	27	21	19
Fe (%)	1.96	1.76	1.66	1.81	1.66	1.62
Cd	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
Hg	0.061		0.040	0.027	0.040	

*Analyses en double comprises.

entre BR2 et BRC), du ruisseau Arrowwood (situé entre BRC et BRCY) et de l'affaissement des berges. La concentration plus forte de sédiments à BRC et à BRCY (figure 2) confirme cette hypothèse. Vers l'aval, au printemps, les concentrations de métaux connaissent un léger pic à BR2, suivi d'un retour rapide aux niveaux habituels, qui coïncide avec un décuplement de la concentration de sédiments. Le léger pic de BR2 traduit la concentration plus grande de sédiments pendant la période printanière de ruissellement; cela réduit l'effet des contaminants de Calgary, en proportion du poids des matières en suspension. Au début de l'été, les données sur Mn, Fe, Pb et Hg dans l'Oldman suivent celles du printemps et indiquent un enrichissement en aval à partir de Lethbridge, ainsi que l'effet des apports sédimentaires des tributaires en Ni, Zn, Cr et Co.

Tel que mentionné précédemment, la concentration accrue de nombreux métaux à BRBD peut être due à leur mobilisation à partir des sédiments de fond du réservoir Bassano. La décharge de métaux dans la phase aqueuse, suivie de leur adsorption sur les matières en suspension ou de leur coprécipitation pendant la réaération, lors du transport au-dessus du barrage, est peut-être responsable de cette tendance. L'augmentation peut aussi être due à une proportion légèrement plus élevée de particules à granulométrie fine et remises en suspension à la sortie du réservoir.

L'été, les concentrations sont, pour la plupart des métaux, plus élevées qu'au printemps et au début de l'été. Bien que la teneur en matières organiques augmente pendant l'été, l'enrichissement des sédiments dépend plus vraisemblablement d'une moins grande concentration de matières en suspension et, conséquemment, d'un effet plus grand, par unité de poids de sédiments, des sources urbaines ponctuelles et diffuses de Calgary et de Lethbridge. À Taber, sur l'Oldman, les pics de plusieurs métaux pendant l'été et l'automne indiquent l'existence d'une source non identifiée dans la région. Les taux élevés de Cu, Pb, Zn, Co et Cr à LB pendant l'été peuvent être le résultat d'un fort ruissellement d'origine urbaine observé à plusieurs occasions pendant cette période d'échantillonnage.

Pendant l'automne, les concentrations sont approximativement les mêmes ou moindres que pendant l'été dans les deux rivières, sauf pour le mercure et le cuivre. En aval, on note des tendances semblables à celles du début et du cours de l'été, soit des pics à BR2 et à BRBD, suivis d'un déclin dans la Bow, ainsi qu'un déclin dans l'Oldman au-delà de ORPD. On note, dans la Bow, des différences en ce qui a trait à Pb, à Cu et à Hg. Le plomb diminue constamment de BR2 à BRR, ce qui laisse supposer qu'il n'est pas mobilisé en quantités mesurables, l'automne, dans les sédiments du barrage Bassano. Le cuivre suit d'assez près la courbe des matières organiques (pics à BR2 et à BR36); on sait qu'il est associé à la matière organique. Les concentrations de Hg accusent une baisse de BRCY à BRBD. Il est possible que le Hg soit dégagé des sédiments du réservoir : c'est ce que laisse supposer l'augmentation du Hg total dans la phase aqueuse.

Le Mn, le Ni et le Fe des sédiments se distinguent en ce qui a trait aux concentrations saisonnières relatives et aux tendances en aval. Le manganèse fait un pic à chaque saison à BR85, un creux à BRC et remonte graduellement en aval jusqu'aux concentrations de fond (printemps) ou les dépasse (automne). Le fer est le plus élevé au printemps et au début de l'éte; les tendances sont semblables au début et au cours de l'été (baisses à BR2, BRCY et BR36 et augmentation globale des concentrations en aval). Le fer diminue de BRC à BRBD, au printemps, mais la valeur de BRBD constitue un pic d'automne. En ce qui a trait au nickel, il n'y a pas de similitude entre les saisons, si ce n'est des valeurs élevées à BRBD, au printemps, au début de l'été et à l'automne. La baisse des concentrations de Mn à BRC et de Fe à BR2 est peut-être due à l'introduction, provenant de Calgary, de contaminants et de solides organiques diluant la partie minérale des solides en suspension. L'interprétation de Mn, de Ni et de Fe exige des renseignements biogéochimiques débordant le cadre de la présente étude.

Métaux des plantes aquatiques

Dans la Bow, l'accumulation de la plupart des métaux (Ni, Fe, Cr, Pb, Zn, Cu et Cd) dans les échantillons végétaux est plus grande à l'automne que pendant l'été où seuls Mn, Co et Hg se trouvent en concentrations plus grandes ou connaissent des pics plus élevés. La présence d'épiphytes, l'abondance d'algues filamenteuses croissant parmi les macrophytes pendant l'automne et la capture par les plantes de sédiments minéraux à granulométrie fine sont sans doute en partie responsables des fortes concentrations automnales. La concentration de métaux dans les plantes est beaucoup plus faible que dans les sédiments, dans le cas de Ni, Fe, Cu, Pb, Cr et Hg. La concentration de chacun de ces métaux est, dans la Bow, environ cinq fois plus grande sur les sédiments en suspension (en comparant tous les emplacements, à l'été et à l'automne).

Les concentrations de Mn, Ni, Fe, Cu, Pb, Zn et Cr dans les végétaux de l'Oldman sont plus élevées à l'automne qu'à l'été. Dans chaque cas, les concentrations les plus importantes se trouvent dans les algues filamenteuses. Par contre, les concentrations de Hg sont plus grandes dans les macrophytes que dans les algues, à l'automne, tandis que celles de Cd sont plus élevées dans les macrophytes, l'été. Les concentrations de Ni, Fe, Cu, Pb, Zn et Cr des plantes sont environ le tiers de ce qu'elles sont dans les sédiments

en suspension. Dans le cas du Cd et du Hg, les concentrations sont à peu près les mêmes dans les deux phases.

L'été et l'automne, les concentrations de Cu, Pb, Zn, Cr et Cd augmentent à BR2 et à BRBD et diminuent rapidement en aval, au moins jusqu'aux concentrations de référence. L'été, il se produit des pics de Zn, de Pb et de Cd à BR2 et des pics de Cu et de Cr à BRBD. À l'automne, le Zn atteint un maximum à BR2, tandis que des pics de Cu, Pb, Cr et Cd se produisent à BRBD. Il semble donc que, pendant la saison de croissance, les macrophytes ont davantage de Zn à BR2 (sources de contaminants en solution) et que Cu et Cr sont plus facilement assimilables à BRBD (libération possible de métaux des sédiments).

En aval, dans l'Oldman, les tendances des concentrations de métaux sont les mêmes pour le *Potamogeton* sp. et les algues filamenteuses. Fait exception le Cr, dont l'affinité pour les espèces diffère, pendant l'automne. L'été, il y a des pics marqués de Ni, Fe, Cu, Zn, Cr et Cd à ORT, ce qui laisse supposer la présence d'une source non identifiée de contaminants dans le bief de Taber. La forte concentration de métaux à LB, pendant l'été, n'est probablement pas conforme à la réalité, car elle reflète le micro-environnement de la plante prélevée dans ce bief appauvri (plante située au milieu de la rivière, sur des sédiments abrités, et sénescente). À l'automne, Mn, Ni, Fe, Cu et Zn accusent des pics à ORNC; ces pics ne se retrouvent pas dans les métaux des sédiments, non plus que dans les échantillons d'eau.

Scénarios de charge

Les charges de métaux lourds et de phosphore donnent une indication de l'effet cumulatif de ces deux rivières sur le cours principal de la Saskatchewan-Sud. Les charges sont calculées à partir des données recueillies à l'emplacement le plus en aval de chaque rivière (BRR et ORBI). La charge biomassique de la Bow est la charge cumulative emmagasinée par les macrophytes dans toute la rivière, de Calgary à BRR. Les charges de substances associées aux sédiments varient en fonction du temps et du débit et, pour cette raison, les calculs dérivés d'un seul échantillonnage saisonnier ne fournissent qu'une évaluation grossière de la charge (Ongley et coll., 1977). Cependant, cela permet au moins de comparer les charges entre les diverses phases (plantes, sédiments, eau). La charge biomassique étant un cumulatif pour l'ensemble de la rivière, elle quantifie ce qui serait transporté dans la Saskatchewan-Sud si toute la biomasse aquatique était déracinée et entraînée en aval sous forme de tapis organiques, sans décomposition importante en cours de route. Cette hypothèse peut varier grandement selon les conditions hydrologiques qui prévalent au cours d'une année.

Les charges dans l'eau (tableau 5) ont été calculées pour les six mois de l'échantillonnage, soit de mai à octobre 1980, et divisées en deux périodes, celle des hautes eaux (mai et juin) et celle des basses eaux (juillet à octobre), après examen des hydrogrammes. La moyenne des concentrations de chaque variable étudiée pendant chaque période est censée représenter la concentration de cette variable pour chacun des mois visés. Les produits de la concentration moyenne, du débit mensuel moyen et d'un facteur de conversion en fonction du temps ont été additionnés pour chaque mois des basses eaux et des hautes eaux pour donner une charge en tonnes métriques.

Les charges des variables des sédiments ont été calculées de la même manière : multiplication de la concentration moyenne dans les sédiments par la concentration des sédiments en suspension et le débit pour chaque mois, l'addition des totaux donnant le résultat pour la période.

Les concentrations de certains métaux dans l'eau et les sédiments étaient inférieures au seuil décelable. En pareil cas, on a attribué à la variable la valeur de la limite de détection et calculé la charge en conséquence, ce qui fait que les charges de ces métaux sont surévaluées. L'autre possibilité, c'est-à-dire de supposer une valeur nulle et, conséquemment, une charge zéro, a été jugée inadéquate pour la préparation de scénarios de charge.

Les évaluations de la charge de la biomasse (tableau 5) sont le produit des concentrations moyennes d'été et d'automne de chaque variable dans les tissus végétaux et du poids de la biomasse dans chaque bief. *Alberta Environment* a fourni les évaluations de la biomasse de macrophytes pour 1980, période pendant laquelle elle était assez restreinte en aval de Bassano, si l'on compare à 1979. Les données sur la biomasse ont été divisées en biefs correspondant aux emplacements d'échantillonnage. Les charges de biomasse supposent une couverture végétale de 100 % du substrat de chaque bief; pour être réaliste, il faudrait plutôt considérer une couverture de 50 % à 75 % et réduire les charges en conséquence.

Aux hautes eaux, l'importance des concentrations de sédiments en suspension dans la composition chimique de l'eau se remarque dans les charges qui prévalent à cette période. Exception faite du mercure, les charges de métaux associés aux sédiments représentent la quasi-totalité de la charge totale dans l'eau. Le fait que les charges soient plus importantes dans la rivière Oldman ne signifie pas qu'il y ait une différence importante dans la composition chimique de l'eau, mais que les concentrations de sédiments en suspension sont plus grandes. Pendant les périodes de faible débit, les concentrations de sédiments en suspension dans

Tableau 5. Charges estimatives de métaux lourds et de phosphore à l'embouchure des rivières Bow et Oldman, de mai à octobre 1980 (en tonnes métriques)

Emplacement	Paramètre	Charge totale dans l'eau			Charge dans les sédiments en suspension			Stockage dans la biomasse*
		Hautes eaux	Basses eaux	Total	Hautes eaux	Basses eaux	Total	Total
Rivière Bow	Pb	10.3†	5.2†	15.5†	4.8	0.2	5.1	42.6
à BRR	Zn	5.2	1.4	6.6	19.1	0.3	19.5	338.0
	Cu	7.6	0.8	8.5	5.7	0.1	5.8	30.8
	Ni	20.6†	2.6†	23.2†	4.9	0.1	5.0	46.9
	Cr	9.9	1.3†	11.2†	4.6	0.1	4.7	23.5
	Cd	1.0†	0.5†	1.5†	0.1†	0.0†	0.1	2.1
	Co	5.1†	2.6†	7.7†	1.6	0.6	2.2	69.5
	Mn	107.4	4.6	112.1	104.5	3.7	108.2	1 522.0
	Fe	5 584.9	156.4	5 741.3	4 305.1	78.3	4 383.5	872.0
	Hg	8.9×10^{-3}	9.7×10^{-4}	9.6×10^{-3}	1.2×10^{-2}	1.6×10^{-4}	1.3×10^{-2}	0.1
	P	247.9	32.4	280.4	223.1	52.6	275.8	13 581.0
Rivière Oldman	Pb	15.9†	2.6†	21.2†	10.6	0.0	10.6	
à ORBI	Zn	81.9	0.6	82.6	70.7	0.1	70.9	
	Cu	22.1	0.2	22.4	21.6	1.4	23.1	
	Ni	26.2	1.3†	27.5†	18.4	0.0	18.5	
	Cr	26.4	0.6†	27.1†	18.8	0.0	18.8	
	Cd	1.1†	0.2†	1.4†	0.3	0.0	0.3	
	Co	11.6†	1.3†	12.9†	6.7	0.0	6.7	
	Mn	429.2	2.4	431.6†	364.2	28.2	392.5	
	Fe	20 623.0	98.4	20 820.0	16 078.0	478.5	16 556.0	
	Hg	2.3×10^{-3}	1.9×10^{-5}	2.5×10^{-3}	3.3×10^{-3}	5.8×10^{-5}	6.2×10^{-3}	
	P	345.7	6.8†	352.6†	622.4	10.8	633.2	

*Hypothèse de couverture végétale de 100 % ; *Alberta Environment* estime qu'il faudrait l'abaisser d'au moins 25 %.
†Élément non décelable ; on prend comme hypothèse que la concentration est égale à la limite de détection ; il s'agit donc d'une charge surévaluée.

les deux rivières sont comparables; le débit de la Bow étant plus important, les charges y sont plus grandes. Les charges de zinc des sédiments sont beaucoup plus grandes que la charge totale (eau et sédiments) : il est probable qu'il y a eu contamination sur place des échantillons par cet élément.

D'après les données des six mois, les charges dépendent principalement du flux des sédiments aux hautes eaux. Si ces charges sont en grande partie inassimilables (tel que le laisse supposer l'étude des formes chimiques des sédiments des écoulements restitués [Joseph, 1982]), le calcul de la charge métallique totale semblerait relativement inutile dans l'optique de l'aménagement des rivières, sauf s'il est possible de démontrer que ces sédiments seront finalement déposés dans un milieu sédimentaire qui favorisera le dégagement du métal. Il s'ensuit que la méthode conventionnelle de calcul de la concentration totale de métal dans un échantillon d'eau n'est pas particulièrement utile, dans ces rivières, pendant les périodes de débit élevé, à moins de préciser également le composant qui est associé aux sédiments. Malheureusement, le composant filtré du printemps et, dans le cas de nombreux métaux, les composants de l'ensemble de l'été sont habituellement inférieurs aux seuils de détection des méthodes conventionnelles. En conséquence, les organismes qui ne peuvent recourir à des modalités d'analyse plus rigoureuses font face à un problème insoluble, notamment dans le cas de grandes rivières où le flux net de métaux sous de faibles concentrations peut être considérable.

Dans la biomasse, les charges chimiques sont généralement plus grandes, souvent beaucoup plus que celles transportées par l'eau. Elles sont une partie appréciable de la fraction bio-assimilable que l'on pourrait s'attendre à trouver dans la phase aqueuse, s'il n'y avait pas de biomasse en aval de Calgary. Les charges dans la biomasse, particulièrement celle du phosphore, représentent un important réservoir de métaux et de matières nutritives qui seront transportés en aval pendant les périodes de débit élevé et qui n'entrent jamais dans les évaluations conventionnelles des charges. En aval, l'importance de ces grandes charges de biomasse réside dans le fait que, bien qu'elles soient stockées sur de longs biefs de rivières, elles seront transportées pendant des périodes relativement courtes et se déposeront dans des zones assez restreintes (p. ex. : en amont d'un réservoir). On ne sait pas quel est le destin de la biomasse transportée dans la Bow, non plus que l'ampleur de la libération dans l'eau des métaux et des matières nutritives des plantes pendant la décomposition, à partir du moment où les matières organiques sont transportées ou se déposent. À titre d'exemple, les données recueillies laissent supposer qu'il y a percolation de métaux des sédiments du barrage Bassano qui, suppose-t-on, contiennent beaucoup de déchets organiques provenant du bief entre Calgary et cet endroit.

Si l'on compare aux données du tableau 5, *Alberta Environment* (Hamilton, comm. pers.) a calculé que les charges anthropogènes annuelles (égouts, industries et ruissellements urbains) se jetant dans la Bow en 1980 s'établissaient comme suit : Cr (5.3 tonnes), Cu (3.5 tonnes), Pb (9.8 tonnes) et Zn (21.3 tonnes). Qu'il y ait des différences entre ces charges et les données du tableau 5 n'est pas étonnant, si l'on considère que les calculs ne sont pas de même nature et que les données énoncées au tableau 5 ont été recueillies à l'embouchure de la Bow. Néanmoins, la comparaison est riche d'enseignements. Les charges anthropogènes de trois métaux (Cr, Cu, Pb) sont bien inférieures aux valeurs du tableau 5 pour six mois, tandis que Zn dépasse de beaucoup les calculs qui figurent ici. Tel que mentionné précédemment, la présente étude montre à quel point la charge annuelle se compose surtout de grandes quantités de sédiments en suspension non enrichis, transportés dans une brève période. L'apport anthropogène au flux mesuré de Cr, de Cu et de Pb (ou de tout autre métal) est probablement assez restreint. En outre, comme on peut le constater par les valeurs anthropogènes plus élevées du zinc, une part très importante de la charge d'origine humaine est probablement absorbée par la biomasse. Les données montrent une absorption massive de zinc par les plantes immédiatement en aval de Calgary (figure 8f). En conséquence, il est très probable que la plus grande partie de la charge d'origine humaine se perde dans la biomasse bien avant d'atteindre BRR (où les calculs de charge ont été faits). Évidemment, cela comporte certaines implications pratiques pour les programmes de relevés à l'embouchure de la Bow, implications qui empêchent de tenir compte de la biomasse.

Résidus organochlorés

Un des aspects du projet était de préciser les cheminements et les caractéristiques de répartition de toute une série de pesticides anioniques, des BPC et des chlorobenzènes dans l'eau, les sédiments en suspension et les plantes (Ongley et Blachford, 1982a,b). Les pesticides et les résidus de BPC possèdent certaines caractéristiques : faible solubilité, adsorptivité élevée et persistance. Les chlorobenzènes sont relativement solubles et se volatilisent plus facilement. Les résidus organochlorés disparaissent souvent du milieu aquatique par adsorption sur les solides (Hague et coll., 1977) et sont transportés dans le milieu fluvial (Pionke, 1977). On sait que le DDT, la dieldrine et les BPC sont adsorbés des solutions aqueuses sur des particules de matières, de façon directement proportionnelle à la teneur de ces dernières en matières organiques (Hague et coll., 1977; Weber, 1972). On croit que cela est dû à la grande superficie et aux divers groupes fonctionnels des composés organiques. L'adsorptivité des pesticides peut être de 10 à 1000 fois plus grande sur la matière organique que sur les minéraux (Pionke, 1977).

L'établissement des répartitions par phase et des tendances en aval n'a pu se faire de façon complète, car de nombreux résidus organiques étaient à peu près indécelables. Plusieurs pesticides (p. ex. : DDT) ont été retirés depuis plusieurs années et il en reste maintenant de petites quantités dans l'environnement.

La concentration minimale décelable des résidus dans l'eau et des résidus de chlorobenzènes dans les sédiments et les plantes est de 0.01×10^{-9} et, dans le cas des résidus de BPC et d'organochlorés dans les sédiments et les plantes, de 0.01×10^{-6}. Les échantillons ont été examinés en double afin d'y déceler tous les résidus de pesticides organochlorés communs, notamment α-HCH, β-HCH et γ-HCH, α-chlordane, γ-chlordane et oxy-chlordane, aldrine, endrine, dieldrine, heptachlore, HE, méthoxychlore, DDT (plus métabolites), mirex, photomirex et BPC, mais seuls les résidus décelés dans au moins une des phases (sédiments, plantes ou eau) sont mentionnés ici. La plupart des résidus décelables se retrouvant à des concentrations proches du seuil de détection, les résultats de la figure 9 sont exprimés sous forme de pourcentages des échantillons pour les deux rivières (aux mêmes saisons).

Les résidus s'associent de préférence à au moins une des trois phases et leur répartition dépend de leur solubilité et de leurs constantes d'adsorption, de leur association à la végétation aquatique et de la capacité d'absorption de cette dernière, ainsi que des caractéristiques hydrologiques des régimes fluviaux échantillonnés.

La solubilité des résidus organochlorés s'étend de 0.001×10^{-6} en ce qui a trait au DDT (Weber, 1972) à 637×10^{-6} dans le cas d'un BPC (Hague et coll., 1977). Plus les composés sont chlorés, moins ils sont solubles. Exception faite du γ-HCH (absent des échantillons), les BPC et les insecticides organochlorés sont considérés insolubles dans l'eau (Weber, 1972). Leur absence de la phase aqueuse quelle que soit la saison en est la preuve. Le DDE se retrouve dans l'eau à l'automne, ce qui traduit peut-être des conditions plus favorables à la décomposition du DDT et sa solubilité plus grande que celle du composé d'origine. Plus solubles, les chlorobenzènes se retrouvent beaucoup plus fréquemment dans l'eau, l'été et l'automne. S'ils ne se retrouvent pas dans l'eau et les solides, au printemps, c'est probablement parce qu'ils sont dilués dans de grandes quantités d'eau et de sédiments en suspension possédant des concentrations naturelles (comme c'est le cas pour le phosphore et les métaux) qui réduisent les chlorobenzènes à des concentrations inférieures aux limites de détection. Dans les réseaux hydriques, on sait qu'il se produit des pertes par volatilisation du DDT et, dans une moindre mesure, de la dieldrine, du chlordane et du HCH (Weber, 1972). La présente étude ne permet pas de mesurer la perte dans ces réseaux fluviaux.

Tout comme pour nombre de métaux, les données montrent qu'il y a une plus grande quantité de résidus associés aux sédiments pendant l'été et l'automne (où le contenu organique des matières en suspension est beaucoup plus élevé) qu'au printemps (où la charge en suspension se compose surtout de sédiments minéraux).

L'association des résidus et des végétaux peut se produire par absorption, dans le cas des composés solubles; ceux qui sont moins solubles peuvent être adsorbés sur la surface des plantes (Cope, 1965) ou capturés par elles en association avec des sédiments. Le β-HCH, le γ-chlordane et le DDE montrent une accumulation au moins aussi importante dans la plante que dans les sédiments : les deux mécanismes sont donc probablement concomitants. Le DDD ne se retrouve que dans les matières végétales. La dégradation rapide du DDT en DDE est peut-être la raison pour laquelle on ne retrouve pas la forme intermédiaire DDD dans les sédiments en suspension. Cependant, l'absence de ce dernier de cette phase est peut-être due à la dilution des sédiments porteurs de DDD par d'autres qui n'en ont pas, pendant le transport, ou encore, à une association intrinsèque du DDD avec les matières végétales ou à des différences dans le rythme de dégradation du DDT dans les sédiments et dans les plantes. Il se trouve de plus en plus de métabolites successives du DDT dans les plantes, ce qui laisse supposer que la dégradation se produit avec l'accumulation des métabolites. Le trichloro-1,3,5 benzène et son isomère en 1,2,4 (solubles) sont probablement absorbés de la phase aqueuse par les plantes pendant la saison de croissance.

La solubilité des composés est en rapport inverse avec leur tendance à s'adsorber sur des solides. Les constantes de répartition par adsorption (Kd) sont des valeurs établies par l'expérience et qui expriment la répartition d'un composé dans l'eau et les sédiments. Pour la plupart des résidus étudiés ici, les valeurs n'ont pas été fixées. Celles dérivées des lieux d'échantillonnage sont exprimées à la figure 9, phase végétale comprise.

RÉSUMÉ ET CONSÉQUENCES EN AMÉNAGEMENT

Pendant les six mois pour lesquels les données ont été recueillies (de mai à octobre), la composition de l'eau dépend fortement des sédiments en suspension. Pour la plupart des éléments, la charge semestrielle se produit en grande partie dans les deux mois des hautes eaux. Pendant cette brève période, on ne peut, vers l'aval, déceler l'influence de Calgary et de Lethbridge, en raison des apports considérables des tributaires en sédiments en suspension. Presque sans exception, les grandes quantités de sédiments analysés font que les concentrations totales sont élevées. Les concentrations filtrables de nombre de métaux lourds

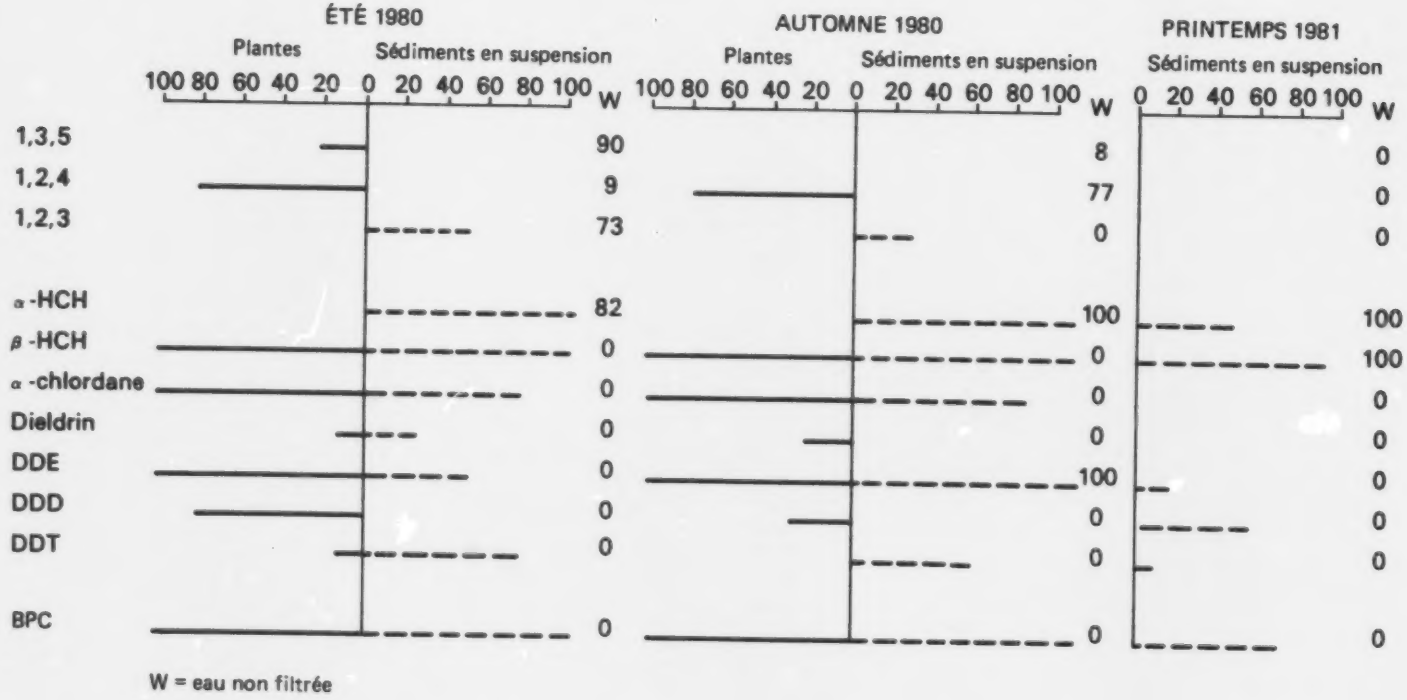

Figure 9. Répartition saisonnière des chlorobenzènes, organochlorés et BPC dans les rivières Bow et Oldman. Les valeurs exprimées pour les plantes, les sédiments en suspension et l'eau (W) indiquent le pourcentage d'échantillons dans lesquels les substances ont été décelées. Il n'y avait pas suffisamment de plantes, au printemps.

ne sont pas décelables, ni au printemps ni à d'autres époques. Pendant les crues du printemps, les composants des sédiments en suspension sont conformes à ceux des berges, ce qui indique qu'ils se trouvent à des concentrations naturelles et n'ont aucune importance biologique particulière pendant cette saison.

Aux basses eaux, lorsque les concentrations de sédiments en suspension sont très faibles, les apports de Calgary et de Lethbridge sont facilement décelables, immédiatement en aval. Cependant, en aval, des preuves indirectes mais constantes indiquent que les diminutions subséquentes des concentrations totales et filtrables de phosphore et de métaux décelables seraient dues, au moins en partie, à la dilution des matières en suspension enrichies par l'affaissement des berges et l'apport des tributaires en sédiments non enrichis. En conséquence, il faudra prendre avec réserve les interprétations de diminution des matières nutritives et des contaminants en aval sauf si, comme dans la présente étude, on a fait des dosages directs des contaminants et des formes de phosphore des sédiments et de la biomasse.

Phosphore

Aux hautes eaux, une bonne partie du phosphore total se retrouve sous forme particulaire. À d'autres époques, le PT et le PDT subissent une augmentation après Calgary et Lethbridge et diminuent en aval. En même temps, il se produit une perte progressive du PDT, contrebalancée par l'augmentation du PT des particules. L'été et l'automne, le PDT revient, à BR36, aux concentrations de référence de BR85 (distance 240 km). Cependant, les valeurs du phosphore total sont bien plus élevées que les valeurs de référence.

La détermination du phosphore total et du phosphore filtrable est utile pour préciser les changements spatio-temporels du flux de ce métal. Les aménageurs ont besoin des deux variables pour préciser la conversion du PDT (ou bioassimilable) à la forme particulaire, la perte de charge de phosphore à mesure que les concentrations de PT changent vers l'aval, ainsi que le flux de phosphore total, en supposant que la fraction particulaire ne contient pas de phosphore pouvant devenir bioassimilable en présence de sources négatives. Les dosages chimiques ne rendent pas compte des grandes charges de phosphore associées à la biomasse.

La charge particulaire se compose de phosphore d'apatite non assimilable, ainsi que de P-NA, assimilable sous certaines conditions, et de P-O. Ces deux dernières formes ne sont peut-être pas importantes dans le milieu fluvial, mais elles peuvent l'être, dans un environnement sédimentaire, particulièrement s'il y a réduction. Aux hautes eaux printanières, la charge de phosphore particulaire se compose surtout de P-A et, dans les autres saisons, de P-NA et de P-O.

Pour aménager l'aval, il faudrait, dans chaque bassin hydrographique, déterminer les formes de phosphore des sédiments selon les saisons. Aux hautes eaux du printemps, il y a peu de variation entre les emplacements : donc, à cette période, le choix des emplacements importe probablement peu. Aux autres époques de l'année, les changements en aval sont de plus en plus marqués, d'où l'importance du choix des emplacements. L'aménageur n'a besoin que de connaître les formes du phosphore sur quelques échantillons de sédiments. Bien qu'on puisse s'attendre à des variations de temps et de dosage à quelque emplacement dans une même saison hydrologique, il n'est ni rentable ni scientifiquement défendable de préciser l'écart morphologique, compte tenu des nombreuses autres formes de variance introduites dans le calcul des charges phosphoriques des sédiments sur une longue période (Ongley et coll., 1977).

Pour la plupart des besoins d'aménagement, PT et PDT peuvent préciser adéquatement les formes spatiales de phosphore. Bien que le PDT n'ait aucun rapport direct avec le P bioassimilable, le calcul PT-PDT permet de mesurer le passage du phosphore dissous au phosphore non assimilable (dans les rivières). Cela est important, car les données montrent qu'il y a, en présence d'un réservoir, une charge importante et éventuellement assimilable de phosphore des sédiments, au cours des mois où le débit est faible et les concentrations de sédiments en suspension, très faibles.

Du point de vue de l'aménagement, les plantes aquatiques comportent des avantages et des inconvénients, car elles extraient le phosphore (et d'autres éléments) de l'eau, effectuant ainsi un traitement tertiaire au cours du transport. Cependant, des charges de phosphore accumulées peuvent être retournées dans le milieu aquatique lorsque la plante devient sénile. Puisqu'un cours d'eau ne comporte pas de source négative permanente pour les détritus organiques, les produits de décomposition sont transportés en aval, jusqu'à un milieu qui fait source négative.

Les concentrations de phosphore dans les macrophytes semblent ne pas être, aux fins de surveillance, des indicateurs utiles, du stress imposé par les matières nutritives. Le P total des plantes représente le P bioassimilé mais le phosphore des précipités et des minéraux captifs. Les changements dans le PDT ne se retrouvent pas directement dans le P des plantes, car ces dernières concentrent davantage de phosphore dans les eaux pauvres en matières nutritives. Les sédiments de fond sont trop grossiers, dans l'une et l'autre rivières, pour fournir suffisamment de matières nutritives aux plantes aquatiques. Dans les milieux

pauvres en matières nutritives, la productivité semble dépendre de l'ensemencement par l'amont. Par l'absorption de réserves, les plantes peuvent survivre longtemps dans les eaux pauvres en matières nutritives. Les programmes de réglementation des eaux d'égout devraient donc tenir compte des effets des décharges, sur de brèves périodes, d'effluents riches en matières nutritives, car ces effets pourraient rendre inefficaces d'autres programmes du même genre.

En conséquence, pour établir des modèles de productivité à l'aide de données sur les produits chimiques, il faudrait tenir compte de l'influence de l'ensemencement de l'aval par des espèces résistantes, ainsi que de la fréquence, de la durée et de la saisonnalité des effluents non réglementés. À remarquer, en outre, que l'hydrologie de la Bow aux hautes eaux entraîne un dérangement ou une destruction du milieu d'enracinement des macrophytes. En ce sens, l'hydrologie de la rivière permet, à longue échéance, de limiter naturellement la croissance des macrophytes.

Le dosage des charges de phosphore dans les rivières où la population de macrophytes ou d'algues sessiles est importante implique celui du phosphore des plantes. Dans la Bow, en aval de Calgary, la charge de phosphore est jusqu'à deux ordres de grandeur plus élevée que celle mesurée comme flux chimique par les variables habituelles.

Métaux lourds

Dans le cas des métaux dans l'eau, la plupart des concentrations filtrables et nombre des concentrations totales sont inférieures aux seuils décelables par les méthodes conventionnelles. Au printemps, les concentrations de métaux sont habituellement environ dix fois plus élevées que dans les autres saisons, surtout à cause des fortes concentrations de matières en suspension et, dans une moindre mesure, des changements de granulométrie.

Au printemps, les métaux totaux décelables tendent à indiquer une concentration croissante en aval, ce qui rend compte des apports sédimentaires des tributaires. Aux autres saisons, les données hydrologiques sur les métaux en trace sont trop incomplètes pour permettre de préciser le comportement spatio-temporel des métaux. C'est une caractéristique importante et très contraignante des dosages chimiques conventionnels. Dans le cas des métaux trouvés en concentrations décelables, l'analyse chimique de l'eau ne permet de déceler aucune tendance précise en aval, ni de différences marquées entre les saisons, exception faite des données du printemps. En comparaison, les données sur les sédiments en suspension et sur les plantes illustrent toutes des tendances spatiales et, dans le cas des matières en suspension, des différences saisonnières marquées.

Pour les métaux des sédiments en suspension, on constate un enrichissement appréciable immédiatement en aval des deux régions urbaines, aux périodes de débit faible. En comparaison, les concentrations printanières de métaux sont les moins élevées, ce qui rend compte d'apports sédimentaires de sources diffuses en provenance des tributaires. La composition chimique des sédiments du printemps est très proche de celle du soubassement sur lequel coulent les rivières.

En aval de Calgary et de Lethbridge, lorsque le débit est faible, les données sur les métaux des sédiments varient d'un métal à l'autre. En règle générale, en aval de ces centres, il se produit un pic suivi d'un déclin. La plupart des métaux connaissent un léger pic au barrage Bassano, ce qui permet de supposer que plusieurs d'entre eux sont mobilisés à partir des sédiments, l'été et l'automne. Fait significatif, en même temps que ces pics, il y en a d'autres dans les concentrations de métaux des plantes, ce qui laisse supposer qu'il y a mobilisation des métaux sous des formes bioassimilables. À Taber, sur l'Oldman, plusieurs métaux ont des pics semblables, dans les sédiments en suspension et les plantes aquatiques. Comme il ne s'y trouve pas de source de sédiments, au contraire de Bassano, il faut supposer qu'il existe, entre Coaldale et Taber, une source ponctuelle ou diffuse importante.

À cause de la mobilité des sédiments en suspension, le déclin, aux débits faibles, de leur teneur en métal en aval des sources ponctuelles a de quoi surprendre. Il est peu probable qu'il se produise une désorption entre BR2 et BRCY car, à cet endroit, les valeurs de nombre de métaux des sédiments sont revenues à peu près à celles relevées immédiatement en amont de Calgary (BR85). Ces diminutions sont probablement causées par les apports de sédiments en suspension à faibles concentrations de fond des tributaires de ce bief. De même, la diminution des concentrations de métaux des sédiments en deçà du pic secondaire de Bassano peut s'expliquer par des apports sédimentaires dus à des affaissements des berges, très fréquents dans le cours inférieur de la Bow. Les diminutions des concentrations de métaux dans les sédiments en aval de Lethbridge, sur l'Oldman, peuvent s'expliquer de la même façon, car le soubassement est mal consolidé et on y observe souvent des affaissements des berges.

Au contraire des sédiments en suspension, les macrophytes et les algues filamenteuses ne sont pas mobiles; ils agissent comme des absorbeurs naturels des produits chimiques bioassimilables transportés par l'eau. En règle générale, on note chez les plantes des tendances semblables, en aval, à celles des métaux des sédiments, particulièrement dans les cas de Ni, Zn, Cd et Pb des macrophytes de la Bow. Généralement, on note des concentrations élevées de

métaux dans les plantes à peu de distance d'une source ponctuelle; elles ne s'atténuent pas vers l'aval, au contraire des sédiments en suspension. En outre, l'ampleur du changement de concentrations (de la concentration de fond à enrichie) est moindre que pour les métaux des sédiments en suspension. Dans l'Oldman, les métaux des plantes font un pic en aval de Lethbridge et un autre à Taber.

Les macrophytes à racines et les algues filamenteuses sembleraient, par rapport aux dosages chimiques habituels, une solution de rechange utile pour préciser le stress des métaux lourds dans les réseaux fluviaux. Non seulement les plantes intègrent-elles l'absorption des métaux dans le temps, mais encore permettent-elles de mesurer à leur bioassimilabilité. Un des grands inconvénients du dosage traditionnel d'un métal total dans les échantillons d'eau est qu'il ne précise pas quelle fraction est bioassimilable, ce qui est très restreignant lorsque les métaux filtrables sont en concentrations inférieures aux seuils décelables. Comme on peut le constater ici, les métaux non décelables dans l'eau le sont facilement dans les plantes aquatiques. Les données recueillies des plantes indiquent que les métaux bioassimilables diminuent et approchent des concentrations de fond, à Carseland, sur la Bow; il est impossible de faire cette observation par l'analyse de l'eau ou des sédiments en suspension.

Toute absorption appréciable par les plantes implique une charge importante emmagasinée temporairement dans la biomasse. À l'exception du fer, les charges de métaux dans la biomasse dépassent de beaucoup le flux chimique mesuré. Bien que cela n'ait que peu de conséquences dans les biefs étudiés, il est très possible que les environnements sédimentaires de l'aval soient chargés de déchets organiques dégradables qui peuvent, par la suite, libérer des métaux. On ne sait pas dans quelle mesure cela pourrait poser un problème dans le réseau de la Saskatchewan-Sud. Cependant, cela n'implique pas que les charges de métaux (phosphore compris) calculées par des méthodes traditionnelles soient vraiment fausses, sans égard à la fréquence des relevés.

Résidus organochlorés

De tous les résidus organochlorés recherchés, voici les seuls décelés : trichloro-1,3,5 benzène, trichloro-1,2,4 benzène et trichloro-1,2,3 benzène, α-HCH et β-HCH; α-chlordane; dieldrine; DDE/DDD/DDT; et BPC. Ils se trouvaient à des concentrations approchant des seuils décelables. Fait significatif, seuls les chlorobenzènes et le α-HCH étaient décelables par les méthodes habituelles dans l'eau totale. Les autres substances décelables se retrouvent surtout dans les matières en suspension ou les plantes. Cela signifie que nombre de résidus organochlorés s'associent de préférence à une ou plusieurs phases (sédiments, plantes, eau).

En aménagement, les concentrations de résidus organochlorés ont surtout comme conséquences pratiques qu'il est possible d'utiliser les sédiments en suspension ou la biomasse comme moyen adéquat de contrôle de nombreux résidus indécelables dans les gros échantillons d'eau. Les auteurs ne traitent pas ici de la possibilité d'utiliser les plantes aquatiques pour déceler les biocides modernes dégradables et plus solubles, mais il serait très important de faire des recherches en ce domaine.

Au printemps, tel que mentionné pour les métaux et le phosphore, les débits élevés et les fortes concentrations de sédiments en suspension provenant de sources diffuses réduisent (notamment dans le cas des chlorobenzènes) la possibilité de déceler les résidus. C'est un problème pour les organismes de recherche, car l'association étroite de résidus faiblement solubles aux sédiments en suspension implique que la plus grande partie de la charge annuelle de ces substances se produit lors de brèves périodes où le débit est élevé et où ces substances sont les plus difficiles à déceler. Même s'il n'y a pas eu calcul des charges des résidus organochlorés des plantes, il est probable que le rapport constant de certains résidus avec la matière végétale représente une charge importante et non mesurée qui peut avoir des répercussions en aval.

REMERCIEMENTS

La présente étude a été rendue possible grâce à des subventions de recherche et à des marchés accordés à l'un des auteurs (Ongley), pendant son séjour à l'université Queen's : Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNGC), Direction générale des eaux intérieures et Programme de gestion des produits chimiques toxiques d'Environnement Canada. Plusieurs personnes et organismes ont apporté leur contribution à ces recherches et nous remercions spécialement R.J. Allan (à l'époque, chef à l'Institut national de recherche sur les eaux, Ouest et Nord) qui nous a encouragé à étudier les immenses réseaux fluviaux du sud de l'Alberta; K. Exner et D.N. Graveland d'*Alberta Environment*, pour leur soutien matériel et leurs conseils; A. Lutz et R. Woychuck pour les dosages du mercure, respectivement dans les sédiments et dans l'eau, ainsi que S. Painter, pour ses conseils sur l'étude des formes de phosphore dans les matières organiques. Les données sur les débits ont été fournies par la Division des relevés hydrologiques du Canada. *Alberta Environment* (direction du contrôle de la qualité des eaux) a joué un rôle de premier plan, car l'organisme entreprenait un programme parallèle sur le cycle des matières nutritives et a fourni le soutien logistique et de laboratoire (PT, PDT), dans le cadre de son programme sur la Saskatchewan-Sud. *Alberta Environment* a fourni gracieusement les données sur la biomasse et fait

l'examen critique d'une première version du manuscrit. L'information qui figure aux présentes a été révisée en profondeur et est tirée du rapport d'un projet antérieur (Ongley et Blachford, 1982a).

RÉFÉRENCES

Administration du rétablissement agricole des Prairies. 1980. Report on Determination of River Distances for the Saskatchewan-Nelson River Basin. ARAP, Division de l'hydrologie, Rapport nº 95 sur l'hydrologie. Regina (Saskatchewan), 97 p.

Bjerkelund, I.E. et E.D. Ongley. 1980. Heavy metal uptake by *Cladophora* below the Guelph sewage treatment plant, Ontario. Résumés de la 23e Conférence de recherche sur les Grands lacs, Association internationale de recherche sur les Grands lacs, 49 p.

Blachford, D.P. 1982. Spatial and temporal trends in the fluvial transport of metals and phosphorus in the Bow and Oldman rivers (Alberta). Thèse de maîtrise en sciences non publiée, Département de Géographie, Université Queen's, Kingston (Ontario).

Canada West Foundation. 1982. Nature's Lifeline: Prairie and Northern Waters. Calgary (Alberta), 467 p.

Carignan, R. 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 243-247.

Carignan, R. et J. Kalff. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? Science, 207: 987-989.

Cope, O.B. 1965. Contamination of the freshwater ecosystem by pesticides. J. Appl. Ecol. 3(suppl.): 33-44.

Dean, W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition. J. Sediment. Petrol. 44: 242-248.

Environmental Council of Alberta. 1982. Irrigation Agriculture in Alberta. ECA 81-17/I88, Edmonton, 74 p.

Gerloff, G.C. et P.H. Krombholz. 1966. Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. Limnol. Oceanogr. 11: 529-537.

Gibbs, R.J. 1977. Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon rivers. Geol. Soc. Amer. Bull. 88: 829-843.

Hague, R., P.C. Kearney et V.H. Freed. 1977. Dynamics of pesticides in aquatic environments. Dans *Pesticides in the Aquatic Environment*, édité par M.A.Q. Khan, Plenum Press, New York, pp. 39-52.

Joseph, H.C. 1982. A study of heavy metal transport in irrigation return flows of southern Alberta. Thèse de maîtrise en sciences non publiée, Département de Géographie, Université Queen's, Kingston (Ontario).

Joseph, H.C. et E.D. Ongley. The effect of irrigation return flows on water quality in southern Alberta. En préparation.

Mayer, T. et J.D.H. Williams. 1981. Processus modifié pour déterminer les formes du phosphore dans les sédiments d'eaux douces. Étude nº 119 Collection des rapports techniques, Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, 8 p.

Ongley, E.D. 1982a. Information requirements for water quality management: A reflective appraisal of present practices and future requirements. Dans *Water Quality Management: Monitoring Programs and Diffuse Runoff*, édité par B.T. Hart, Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology and Australian Society for Limnology, Melbourne, pp. 7-21.

Ongley, E.D. 1982b. Influence of season, source and distance on physical and chemical properties of suspended sediment. Dans *Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield*, Proc. of the Exeter Symposium, juillet 1982, IAHS Pub. nº 137, pp. 371-383.

Ongley, E.D. et D.P. Blachford. 1982a. Nutrient and Contaminant Pathways in the Bow and Oldman Rivers (Alberta) 1980-1981. Rapport définitif à Environnement Canada, Contrat 05490-00056, 107 p.

Ongley, E.D. et D.P. Blachford. 1982b. Application of continuous-flow centrifugation to contaminant analysis of suspended sediment in fluvial systems. Environ. Technol. Lett. 3: 219-228.

Ongley, E.D., M.C. Bynoe et J.B. Percival. 1981. Physical and geochemical characteristics of suspended solids, Wilton Creek (Ontario). Can. J. Earth Sci. 18: 1365-1379.

Ongley, E.D., J.G. Ralston et R.L. Thomas. 1977. Sediment and nutrient loadings to Lake Ontario: methodological arguments. Can. J. Earth Sci. 14: 1555-1565.

Pionke, H.B. 1977. Forms and sediment associations of nutrients, pesticides and metals: pesticides. Dans *The Fluvial Transport of Sediment-Associated Nutrients and Contaminants*, édité par H. Shear et A.E.P. Watson, IJC/PLUARG, Windsor (Ontario), pp. 199-216.

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51: 844-851.

Weber, J.B. 1972. Interaction of organic pesticides with particulate matter in aquatic soil systems. Dans *Fate of Organic Pesticides in the Aquatic Environment*, édité par R.F. Gould, Am. Chem. Soc., Washington, D.C., pp. 55-120.

Williams, J.D.H., J.-M. Jaquet et R.L. Thomas. 1976. Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie. J. Fish. Res. Board Can. 33: 413-429.

Wong, S.L. et B. Clark. 1976. Field determination of the critical nutrient concentrations for *Cladophora* in streams. J. Fish. Res. Board Can. 33: 85-92.